MARINE OMRÅDER 2009

NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Faglig rapport fra DMU nr. 800 2010

DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2009

NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Faglig rapport fra DMU nr. 800 2010

Ditte L. Jansen Petersen
Morten Hjorth
(red.)

DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET

Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 800
Titel:	Marine områder 2009
Undertitel:	NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten
Forfattere:	Ditte L. Jansen Petersen & Morten Hjorth (red.)
Afdeling:	Afd. for Marin Økologi
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	December 2010
Redaktion afsluttet:	November 2010
Faglig kommentering:	Benni W. Hansen, Roskilde Universitet; Miljøministeriet via Miljøcenter Nykøbing F; øvrige fagdatacentre
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Petersen, D.L.J. & Hjorth, M. (red.) 2010: Marine områder 2009. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 127 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 800. http://www.dmu.dk/Pub/FR800.pdf

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: De betragtelige reduktioner i næringsstofudledningerne og faldet i næringssaltkoncentrationerne, der er sket siden vandmiljøplanernes start, har ikke ført til de forventede forbedringer af miljøtilstanden i de indre danske farvande i 2009. Der er således ikke sket nogen entydig forbedring af parametre som fx sigtdybde, iltsvind og ålegræsudbredelse, der ellers kunne forventes at reagere positivt på de lavere næringssaltkoncentrationer i vandet. Eksempelvis har primærproduktionen vist en svagt stigende tendens gennem de sidste 10 år, mens klorofylkoncentrationen og den klimakorrigerede sigtdybde har vist et signifikant fald siden 2001 i både fjorde og åbent vand. Iltsvindet i de indre danske farvande var mindre i omfang end middelværdien for perioden 2003-2008 og varede kortere, bl.a. pga. jævnlige hændelser med kraftig vind. Den maksimale dybdegrænse for ålegræs er blevet mindre i inderfjordene, men større i yderfjordene. Ålegræsset dækkede generelt en mindre del af havbunden både på lavt vand og på mellemdybder i fjordene og på lavt vand i de åbne farvande. Udviklingen i bundfaunaens biodiversitet har været negativ siden 1994, men på grund af manglende data er det uklart, om denne tendens er fortsat i 2009. Årsagerne til den manglende forventede forbedring af miljøtilstanden er endnu ukendt men kan være relateret til de igangværende klimaændringer. Det er ikke muligt at kvantificere effekterne af disse ændringer i det nuværende NOVANA-program. Indholdet af zink, cadmium og kviksølv i muslinger og fisk lå generelt tæt på baggrundsniveau, mens blykoncentrationerne lå over EU's fødevarekriterium i muslinger. Imposex og intersex i havsnegle er stadig et miljøproblem i de danske farvande, men niveauerne er faldet markant de seneste år. Hormonforstyrrelser i ålekvabber i de danske farvande er udbredte, men der kræves yderligere undersøgelser for at identificere de stoffer, der kan være årsag til de observerede misdannelser. Kloralkaner blev påvist i både marine og ferskvandssedimenter i meget lave koncentrationer, og methylkviksølv blev påvist i alle muslingeprøver i koncentrationer, der lå under EU's miljøkvalitetskrav. Methylkviksølvkoncentrationerne i fisk og toppredatorer lå over EU's kriterier. Samlet set er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger så store, at det ikke kan forventes, at sådanne komplekse systemer vender tilbage til tidligere observerede tilstande blot ved at fjerne eller reducere én af påvirkningerne, fx næringsstofudledningerne.

Emneord:	Vandmiljøplan, marin, hav, fjord, miljøtilstand, eutrofiering, overvågning, iltsvind, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, stenrev, marine ecology, assessment, eutrophication, monitoring, environmental quality, boulder reef
Layout:	Anne van Acker
Illustrationer:	Forfatterne/Anne van Acker
Forsidefoto:	Miljøskibet Marsvinet ved Møns Klint. Foto Karsten Dahl
ISBN:	978-87-7073-198-0
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	127
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR800.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

Summary 11

1 Indledning 15

Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande 20

2 Klimatiske forhold 22

3 Stoftilførsler fra land 28

4 Atmosfærisk kvælstofdeposition 33

5 Stoftransport til og fra tilstødende farvande 36

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten 40

6 Næringsstofkoncentrationer 41

7 Pelagisk produktion og sigtdybde 50

8 Iltforhold 58

9 Bundvegetation: ålegræs og makroalger 63

10 Bundfauna 72

11 Tungmetaller i muslinger, fisk og sediment 77

12 Miljøfremmede stoffer i muslinger, fisk og sediment 84

13 Biologisk effektmonitering 94

Del 3 – Sammenfattende diskussion 100

14 Tilstand og udvikling 101

15 Ordliste 108

16 Referencer 115

Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer 121

Bilag 2 Dataanalyser - bundvegetation 126

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[tom side]

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af VAndmiljøet og NAturen (NOVANA), som fra 2004 har afløst NOVA-2003, det tidligere overvågningsprogram. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat i efteråret 1988.

Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som blev gennemført i forbindelse med Vandmiljøplan I (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte.

Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter såvel overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften, som udvalgte påvirkninger, miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage til at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår Danmarks Miljøundersøgelser den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Miljøministeriets miljøcentre. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, for punktkilder hos By- og Landskabsstyrelsen, mens fagdatacentrene for ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren samt arter og naturtyper er placeret hos Danmarks Miljøundersøgelser.

Denne rapport er baseret på data indsamlet af de statslige miljøcentre, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet (DMU/AU), 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 2009', som udgives af Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Sammenfatning

Ditte L. Jansen Petersen & Morten Hjorth

Miljøtilstanden i de danske farvande var i 2009 generelt ikke forbedret i forhold til tidligere år, hvad angår alger, sigtdybde og andre vigtige parametre. Der er fortsat lavere koncentrationer af næringsstoffer i vores farvande, men disse ændringer har ikke ført til den forventede forbedring af miljøtilstanden. Temperaturen i luft og hav i 2009 var højere end normalen i størstedelen af året men lå på niveau med sidste 10 år. Iltforholdene i 2009 var lidt bedre end middelværdien for de seneste år. Den landsdækkende status for havmiljøet i 2009 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Vejrforhold og hydrografi

- Året 2009 var meget solrigt, relativt varmt og med svage vinde i vinterperioden.
- Afstrømningen i 2009 var 15 % under normalen, og året må betegnes som forholdsvist tørt.
- Temperaturerne var højere end normalen i 9 af 12 måneder, men set i forhold til de seneste 10 år var 2009 ikke specielt varm.
- April var usædvanlig varm og solrig, hvorimod juni, oktober og december var relativt kolde.
- Havtemperaturen er steget med ca. 1,5°C i løbet af de sidste 40 år.
- Indstrålingen i 2009 var generelt høj og har i de seneste 10 år været stigende i sommerperioden.
- Siden midten af 1980'erne er havvandet blevet mere surt (ca. 0,3 pH).
- Overfladevandet i de indre danske farvande har haft en stigende alkalinitet, hvilket sandsynligvis skyldes en øget eksport af alkalinitet i Østersøens opland.

Næringsstoftilførsler og koncentrationer

- Når der tages højde for variationerne i ferskvandsafstrømningen, har kvælstof- og fosforudledningerne udvist klare faldende tendenser siden 1990. Der er dog en tendens til, at udviklingen i fosforudledningerne stagnerer efter 1997. I 2009 var tilførslen af kvælstof og fosfor til danske farvande lavere end normalen på grund af en reduceret ferskvandsafstrømning.
- Koncentrationerne af næringssalte i 2009 var generelt lave, specielt for kvælstof. En forholdsvis stor afstrømning fra land i november og december betød, at næringssaltene i årets sidste to måneder var på niveau med tidligere år.
- Påvirkningen af vandmasser fra Den jyske Kyststrøm til de indre danske farvande har efter al sandsynlighed været ubetydelig i 2009.
- 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.
- Modelstudier fra tre danske fjorde viser, at reduktioner i totalt kvælstof hovedsagligt skyldtes reduktioner i fraktionen af opløst uorganisk kvælstof, mens den opløste organiske kvælstoffraktion kun falder lidt og den partikulære fraktion er uændret.

- Disse resultater tilskrives i stor udstrækning spildevandsrensning af fosfor (Vandmiljøplan I) og en reduktion i landbrugets kvælstofoverskud (Vandmiljøplan I og II). Der er altså en tydelig positiv effekt af den danske indsats. Tilsvarende initiativer i vore nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande. Eksempelvis er DIN-niveauet i vandmasserne fra Den jyske Kyststrøm reduceret væsentlig gennem årene pga. reducerede tilførsler fra de centraleuropæiske floder.
- Den potentielle fosforbegrænsning er faldet de senere år i fjorde og kystnære områder samt de åbne farvande.

Planktonalger og sigtdybde

- Den gennemsnitlige klimakorrigerede sigtdybde for 2009 var 6,9 m i de åbne farvande og lige over 4,2 m for fjordene, hvilket er en forbedring i forhold til værdierne for 2008 på hhv. 0,3 og 0,2 m for de åbne farvande og fjordene. Den klimakorrigerede sigtdybde er stadig karakteriseret ved et signifikant fald siden 2001 ($P < 0,05$) i begge farvandstyper.
- Der var en høj sigtdybde i juli måned på 8,4 m i de åbne farvande. På dette tidspunkt var der også usædvanlig lav primærproduktion.
- Der var i fjordene gennemgående meget lave koncentrationer af klorofyl fra april måned og resten af året, som næsten var 1 $\mu g\ l^{-1}$ under den gennemsnitlige koncentration. I 2009 var den gennemsnitlige klorofylkoncentration i fjordene 2,8 $\mu g\ l^{-1}$, som er det hidtil lavest målte niveau. Det er andet år i træk, at dette sker.
- I de åbne farvande var der en tidlig forårsopblomstring, som medførte en rekordhøj klorofylkoncentration på ca. 5 $\mu g\ l^{-1}$ i februar, hvor der også var lav sigtdybde og høj primærproduktion.
- Primærproduktionen i de åbne farvande udviklede sig med en top i forbindelse med forårsopblomstringen i februar og et efterfølgende mindre fald, hvorefter april viste den højest målte primærproduktion på 444 mg C $m^{-2}\ d^{-1}$.
- I de åbne farvande var der rekordlave produktionsrater i juni og juli på hhv. 455 og 480 mg C $m^{-2}\ d^{-1}$.
- De sidste 2 år har primærproduktionen i de åbne farvande toppet i september, hvilket er ca. 2 måneder senere i forhold til gennemsnittet siden 1998.
- I fjordene forløb årets primærproduktion meget tæt på det normale, dog med lidt lavere rater fra august til og med oktober.
- I 2009 blev der registreret høje koncentrationer af to grupper af potentielt fisketoksiske planktonalger: '*Chattonella* sp.' (= *Pseudochattonella farcimen*) og slægten *Chrysochromulina*.
- Generelt var der i 2009 lave forekomster af dinoflagellater af slægten *Dinophysis*, der er kendt for at producere toksiner, som ved opkoncentrering i muslinger kan forårsage diarréfremkaldende skaldyrsforgiftning.

Iltsvind

- Iltsvindet i de indre danske farvande var mindre end middelværdien for perioden 2003-2007 og for niveauet i 2008.
- Iltsvindene i 2009 varede kortere og var mindre udbredte end 2008, bl.a. pga. jævnlige hændelser med kraftig vind, der var med til at afkorte iltsvindsperioderne.

- Den største udbredelse blev observeret omkring 1. september, hvorefter iltforholdene gradvist blev bedre.
- Arealet berørt af kraftigt iltsvind i løbet af 2009 var på niveau med 2008.
- Særligt berørte områder i 2009 var Limfjorden, det Sydfynske Øhav, det sydlige Lillebælt, Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord. I flere af disse områder var der vedvarende kritisk lave iltkoncentrationer i omkring 3 måneder og i disse områder kan der følgelig forventes skader på bundens dyreliv. Endvidere var der forekomst af giftig svovlbrinte i bundvandet.

Bundvegetation og bunddyr

- Gennem perioden 1989-2009 rykkede ålegræssets hovedudbredelse ud på dybere vand i yderfjordene. Den maksimale dybdegrænse rykkede derimod ind på lavere vand i inderfjordene, og ålegræsset dækkede generelt en mindre del af havbunden både på lavt vand (1-2 m) og på mellemdybder (2-4 m) i fjordene og på lavt vand i de åbne områder. Faldet i tilførsel af næringsstoffer har altså endnu ikke markant forbedret ålegræssets udbredelse i vore farvande. Det kan hænge sammen med, at vandet ikke er blevet klarere gennem overvågningsperioden.
- Den samlede algedækning på dybere dele af udvalgte stenrev i de åbne dele af Kattegat var generelt ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001, men forskellen var ikke signifikant. Nedgræsning af tangskoven forårsaget af søpindsvin er fortsat et problem på mange rev i Bælthavet.
- Der er sket et markant fald i bundfaunaens biodiversitet mange steder i de åbne farvande i løbet af perioden fra 1994 til 2008. Udviklingen i 2009 kendes ikke på grund af manglende data.
- Det begrænsede datamateriale fra 2009 – både fra de åbne farvande og fra fjorde og kystnære områder – gør det svært at vurdere, om de tidligere dokumenterede generelle negative trends i bundfaunaparametre er fortsat.
- Lokalt i Isefjord og Roskilde Fjord er der sket en markant forringelse af bundfaunaen. Årsagen er ikke kendt, da målinger af mulige presfaktorer, som fx iltsvind, ikke er til stede.

Miljøfarlige stoffer

- Metalindholdet i muslinger og fisk lå tæt på baggrundsniveau for zink (Zn) og cadmium (Cd).
- I fisk lå bly (Pb) normalt under detektionsgrænsen og tæt på baggrundsniveau; for muslinger var ca. 2/3 af prøverne tæt på baggrundsniveau. Kun for Pb fandtes koncentrationer over EU's fødevarekriterium i muslinger.
- For kviksølv (Hg) lå indholdet i 2/3 af muslingerne og i < 1/3 af fiskene på baggrundsniveau.
- De højeste Cu-koncentrationer blev fundet i sandmusling fra Ringkøbing Fjord
- OSPAR- og HELCOM-vurderinger i 2010 peger på metallerne som årsag til, at konventionernes målsætninger om niveauer på baggrundsniveau ikke kan opnås.

- Imposex og intersex i havsnegle, som skyldes forurening med antibegroningsmidlet TBT, er stadigvæk udbredt og er et miljøproblem i de danske farvande. Baseret på OSPARs miljøkvalitetsklasser for imposex og intersex kan en generel god miljøtilstand stadigvæk kun opnås i Nordsøen og Skagerrak. Imposexniveauerne i de indre danske farvande er derimod så høje, at miljøtilstanden generelt må anses som ikke tilfredsstillende og decideret dårlig omkring visse forurenede havne og marinaer. Niveauerne er dog faldet markant de seneste år, hvilket tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres endnu mere fremover.
- I blåmuslinger viste undersøgelserne af den lysosomale membranstabilitet, at muslinger i ca. halvdelen af de undersøgte kystnære områder var påvirket af miljøfarlige stoffer, og at disse effekter især kan relateres til forhøjede niveauer af stofgrupper som PAH og PCB.
- Undersøgelser af ålekvabbe viste betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger og CYP1A-enzymaktiviter. De højeste effektniveauer forekom i visse fjordområder, hvor der generelt er en øget belastning fra byer og industri. Hormonforstyrrelser er også udbredt i ålekvabber i de danske farvande. Der kræves dog yderligere kemiske og biologiske undersøgelser af ålekvabber og deres reproduktion for at identificere de stoffer, der kan være årsag til de observerede misdannelser.
- PCB-118 og PCB-180 var over EAC i hhv. 33 % og 83 % af prøver af fiskelever, så det kan ikke udelukkes, at der er effekter af PCB-forurening i fisk i Øresund, Østersøen og Storebælt. I sediment var de fleste PCB-koncentrationer under den koncentration, hvor det kan forventes at have en effekt på miljøet (ERL), men specielt for PCB-118 fandtes en del koncentrationer over ERL i områderne Stege Bugt og Stege Nor, ved Fornæs i Kattegat, nordlige Ringkøbing Fjord og sydlige Langelandssund. I muslingerne var det også specielt PCB-118, der var over OSPARs risikovurderingskriterier (EAC), igen omkring Fornæs, men ikke ved Stege Bugt. I Roskilde, Odense og Karrebæk Fjord fandtes PCB-118-koncentrationer over ERL, ligesom muslinger fra Vadehavet og Als Sund indeholdt PCB-118 over ERL.
- Der var ingen PAH-forbindelser over EAC i muslinger, så der forventes ikke at være effekter på muslinger i de danske farvande. Til gengæld var der flere steder sedimentkoncentrationer over ERL, specielt benz(a)anthracen, pyren og chrysen/triphenylen lå over ERL, men mønstrene var forskellige fra station til station, dog var der flere PAH'er over ERL end gennemsnittet af prøver fra Helsminde Nor i Storebælt, Stege Nor ved Østersøen samt Lillestrand ud for Odense Fjord. Der var ikke sammenhæng mellem muslinger og sedimentklasserne alle steder, da sedimenterne forventes at afspejle de seneste 3-10 års påvirkning, mod muslingernes mere nutidige (< 1 års) påvirkning.
- TBT fandtes over EAC i 66 % af prøverne, så det kan ikke udelukkes, at der fortsat er effekter af TBT på muslinger i danske farvande, og ved Roskilde Marina, Odense og Karrebæk Fjord var TBT over EU's fødevarekriterium, så muslinger herfra bør ikke anvendes til konsum. For sediment fandtes TBT kun over EAC i én prøve fra Ringkøbing Fjord.
- OSPARs og HELCOMs statusrapporter viser, at koncentrationerne af TBT, PCB og PAH generelt er faldende gennem de seneste 5-10 år, men miljøtilstanden i de indre danske farvande er generelt vurderet til at være 'moderat' (enkelte steder i Kattegat som 'god'), med Odense Fjord og Limfjorden som 'dårlig', og vestlige Østersø/sydlige Storebælt som 'dårlig'-'meget dårlig'.

- Der blev i 2008/2009 screenet for kloralkaner i sediment og methylkviksølv og hexachlorbutadien (HCBD) i biota. For kloralkaner blev de påvist i både marine og ferskvandssedimenter, men i alle tilfælde lå de inden for EU's vandkvalitetskriterier (EQS). HCBD blev ikke påvist i hverken muslinger, fisk, oddere, sæler eller skarv, og detektionsgrænsen var under EU's EQS-værdi for HCBD. Methylkviksølv blev påvist i alle prøver med koncentrationer under EU's EQS-værdi for kviksølv i muslinger, men over for fisk og toppredatorer. Hovedparten af kviksølv i fisk, oddere og sæler forekom som methylkviksølv mod ca. 1/3 i muslinger og skarv.

Summary

Ditte L. Jansen Petersen & Morten Hjorth

The environmental status of Danish marine waters in terms of the status of algae, water transparency (Secchi depth) and other important parameters has generally not improved during 2009 compared to previous years. The lowering of nutrient concentrations in our waters has not led to the expected improvement of environmental conditions. Air and sea temperatures in 2009 were higher than normal during most of the year, but at a comparable level to the average of the last 10 years. Oxygen conditions in 2009 were a little better than the average of the previous years. The nationwide status of the Danish marine environment can be summarised in the following points:

Climate and hydrography

- The year 2009 was very sunny, relatively warm and with weak winds during the winter.
- Freshwater run-off was 15 % below normal, and the year can be categorised as relatively dry.
- Temperatures were higher than normal in 9 out of 12 months, but the year was not particularly warm compared to the last 10 years.
- April was unusually hot and sunny, whereas June, October, and December were relatively cold.
- Sea temperatures have increased by 1.5°C during the last 40 years.
- Irradiation was generally high in 2009 and has been increasing during the summer period in the last 10 years.
- Acidification of the marine waters has increased over the last 25 years.
- Surface water in the inner Danish waters is increasing in alkalinity, probably caused by an increased export of alkaline water from the Baltic Sea water sheds.

Nutrient loads and concentrations

- When variations in fresh water run-off are taken into consideration, nitrogen and phosphorus loads have been decreasing since 1990. However, there is a tendency of stagnation in phosphorus loads after 1997. Nitrogen and phosphorous loads to inner Danish waters in 2009 were lower than normal because of a reduced freshwater run-off.
- Nutrient concentrations in 2009 were generally low, especially nitrogen concentrations. A relatively large run-off from land in November and December increased nutrient concentrations to similar levels as in previous years.
- The influence of water masses from the Jutland coastal current on the inner Danish waters has probably been insignificant in 2009.
- Nitrogen and phosphorus concentrations have shown a clear decrease since 1989, especially when data are adjusted with year to year variations in freshwater run-off. However, there is a tendency of stagnation in phosphorus concentrations after 1997, and a similar stagnation in nitrogen concentrations after 2002.
- These results have to a large degree been attributed to waste water treatment with regard to phosphorus (VMP I), and to reductions in agricultural nitrogen surplus (VMP I and II) with regard to nitrogen.

There is a positive effect of the Danish effort. Similar initiatives in our neighbouring countries may have contributed to the lower concentrations in open waters. DIN levels in water masses from the Jutland costal current have been reduced considerably through the years as a result of reduced loadings from central European rivers.

- Model studies from three Danish fjords indicate that reductions in total nitrogen are mainly caused by reductions in the fraction of dissolved inorganic nitrogen, while the dissolved organic nitrogen fraction only drops slightly and the particular fraction remains unchanged.
- The potential phosphorus limitation has decreased during recent years in fjords and coastal areas as well as in open waters.

Phytoplankton and water clarity

- The average climate corrected water clarity (Secchi depth) in 2009 was 6.9 m in open waters and just above 4.2 m in fjords, which are improvements compared to 2008 with 0.3 and 0.2 m, respectively. However, the climate corrected water clarity is still characterised by a significant fall since 2001 ($P < 0.05$) in all areas.
- Water clarity was high in July with 8.4 m in open waters. At this time, primary production was remarkably low.
- In general, chlorophyll *a* concentrations were low in the fjords from April and throughout the year, with values almost 1 µg l^{-1} below the average concentration. In 2009, the average chlorophyll concentration in the fjords reached 2.8 µg l^{-1}, which is the lowest level recorded, for the second year in a row.
- In open waters the spring bloom occurred early in 2009 and led to an unusually high chlorophyll concentration of approx. 5 µg l^{-1} in February, which also was characterised by low water clarity and a high primary production.
- The primary production in the open waters increased during the spring bloom in February, and the highest measured production in April of 444 mg C m^{-2} d^{-1}.
- In open waters, there were remarkably low primary production rates in June and July of 455 and 480 mg C m^{-2} d^{-1}, respectively.
- In the last 2 years, primary production in the open waters has peaked in September, which is approximately 2 months later than the average since 1998.
- The primary production in the fjords followed a cycle close to normal, although with slightly lower rates from August to October.
- In 2009, high concentrations of two groups of potentially fish toxin producing planktonic algae were recorded: '*Chattonella* sp.' (= *Pseudochattonella farcimen*) and the genus *Chrysochromulina*.
- There were low abundances of dinoflagellates of the genus *Dinophysis*, known to produce toxins, which through accumulation in mussels can cause shellfish poisoning.

Oxygen deficiency

- The amount of oxygen deficiency in 2009 in the inner Danish waters was less than the average for the period 2003-2007 and at the level of 2008.
- The duration of oxygen deficiency was shorter and of lesser extend than in 2008, partly due to frequent events of strong winds which enhanced mixing.

- The largest coverage of oxygen deficiency was observed in September, after which conditions improved gradually.
- The area affected by severe oxygen deficiency during 2009 was similar to 2008.
- Particular affected areas in 2009 included Limfjorden, the archipelago south of Funen, the south-western Belt Sea, Aabenraa Fjord and Flensborg Fjord. In several of these areas oxygen concentrations remained critical for 3 months and thus damage to bottom fauna and flora is expected. Furthermore, development of toxic hydrogen sulphide was observed several times.

Bottom flora and fauna

- Through the period 1989-2009 the main abundance of eel grass moved to deeper waters in the outer fjords. In contrast, the maximum depth limit became lower in the inner fjords, and eel grass covered generally less of the sea floor both in shallow water (1-2 m) and in medium depths (2-4 m) in the fjords and in shallow areas of open waters. The decrease in nutrients has not yet substantially improved eel grass conditions in our waters, which may be linked to the lack of water clarity improvement.
- The total algal cover in the deeper parts of selected stone reefs in the open parts of Kattegat was generally lower than the average for the period 1994-2001, it was, however, not significant. Grazing of macroalgae by sea urchins is still a problem on many reefs in the Belt Sea.
- There has been a marked drop in bottom fauna biodiversity in many areas of the open waters during 1994-2008. The development in 2009 is unknown due to lack of data.
- The limited data material from 2009 – both in open waters and fjords and coastal areas – makes it difficult to asses if previously documented negative trends in bottom fauna parameters have continued.
- A marked deterioration of bottom fauna has been observed locally in Isefjord and Roskilde Fjord. The cause is unknown, since the common stress factor, oxygen deficiency, is absent.

Environmentally hazardous substances

- The metal contents in mussels and fish were close to background levels of zinc (Zn) and cadmium (Cd).
- Lead (Pb) in fish was below detection limits and close to background levels; in mussels 2/3 of the samples were close to background levels. Concentrations above EU limits were only found for Pb in mussels.
- The contents of mercury (Hg) were at background levels in 2/3 of the mussel samples and in < 1/3 of the fish samples.
- The highest Cu concentrations were found in soft clams from Ringkøbing Fjord.
- OSPAR and HELCOM assessments in 2010 indicate metals as the reason why convention goals of background levels cannot be reached.
- Imposex and intersex in whelks, caused by pollution of the antifouling substance TBT, are still widespread and present an environmental problem in Danish waters. Based on OSPAR environmental quality classification of imposex and intersex, a general good environmental status can only be achieved in the North Sea and the Skagerrak. Levels of imposex in the inner Danish waters are so high, that the environmental status must be regarded as either unsatisfactory or bad around certain polluted harbours and docks. The levels have been falling significantly during recent years, indicating further improvement of the environmental status in this regard.

- Investigations of lysosomal membrane stability in blue mussels indicated that approximately 50 % of the investigated coastal areas were affected by hazardous substances, and these effects could be related to increased levels of compounds such as PAHs and PCBs.
- Investigations of eelpout showed notable differences in the degree of effects between areas, both concerning the presence of maldevelopment in fry and CYP1A enzyme activity. The highest effect levels were observed in fjords with a high impact from urban and industrial areas. Endocrine disruptions are also widespread in eelpouts from Danish waters. More chemical and biological investigations of eelpout and their reproduction are needed to identify the compounds causing the observed effects.
- Levels of PCB-118 and PCB-180 were above EAC in 33 % and 83 % of fish liver samples, indicating possible effects of PCB pollution in fish in the Sound, the Baltic Sea and the Great Belt. In sediments, most of the PCB concentrations were below levels expected to have an environmental effect (ERL), but especially PCB-118 was found in concentrations above ERL in several areas. The compound was also found above OSPAR assessment criteria (EAC) in mussels from Kattegat. In mussels from several fjords, the Wadden Sea and the southwest Belt Sea, PCB-118 was found in concentrations above ERL.
- There were no PAHs in concentrations above EAC in mussels, and no effects are to be expected on mussels in Danish waters. In contrast, concentrations in sediments were above ERL in several cases. Especially benz(a)anthracene, pyrene and chrysene/triphenylene were above ERL, but patterns were different between stations. There was no connection between mussel and sediment PAH contents, since sediment contents are expected to reflect the latest 3-10 years of impact, where mussel contents are the result of a more recent (< 1 year) impact.
- TBT was found above EAC in 66 % of samples, which means there can still be effects of TBT on mussels in Danish waters. In certain areas TBT concentrations were too high for the mussels to be suitable for human consumption.
- OSPAR and HELCOM status reports show that concentrations of TBT, PCB and PAH have generally been falling through the last 5-10 years, but the environmental status of the inner Danish waters are judged to be 'moderate' (few places in Kattegat are 'good'), Odense Fjord and Limfjorden are 'poor', and the western Baltic is 'poor'-'very poor'.
- In 2008/2009 screenings of chlorinated alkanes were made in sediments and methylmercury and hexachlorobutadiene (HCBD) in biota. Chlorinated alkanes were measured in both marine and freshwater sediments. In all cases concentrations were below the EU water quality criteria (EQS). HCBD was not found in mussels, fish, otters, seals or cormorants and the detection limit was below EQS. Methylmercury was found in all mussel samples in concentrations below EQS, but above EQS in fish and top predators. The main part of mercury in fish, otters, and seals was in a methylated form, where only a third of the mercury in mussels and cormorant was methylated.

1 Indledning

Ditte L. Jansen Petersen & Martin M. Larsen

De voldsomme iltsvind i 1980'erne, specielt i 1981 og 1986, førte til, at Folketinget i foråret 1987 vedtog Vandmiljøplan I. Formålet med planen var at rette op på vandmiljøet i Danmark ved at reducere udledningerne af kvælstof og fosfor fra landbrug, renseanlæg og industrier med hhv. 50 % og 80 %. For fosfors vedkommende omfattede landbrugsdelen dog alene gårdbidraget, da omfanget af udvaskningen af fosfor fra markerne var usikkert. Reduktionsmålene fra Vandmiljøplan I blev fastholdt i Vandmiljøplan II i 1998. Først med Vandmiljøplan III fra 2004 skal overskuddet af fosfor tilført markerne halveres, og kvælstofudvaskningen skal reduceres med yderligere 13 % inden 2015.

Folketinget vedtog samtidig, 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. Yderligere blev miljøfarlige stoffers forekomst, effekter og skæbne i vandmiljøet nu en del af det nationale overvågningsprogram. Målehyppigheden blev også intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer i de åbne farvande i det marine område, og selvregistrerende målebøjer og modelberegninger blev inddraget i programmet. Den 1. januar 2004 blev det reviderede Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen, kaldet NOVANA (*Svendsen m.fl. 2004*) iværksat med biodiversitet og naturtyper som nye elementer i det nationale overvågningsprogram.

Formålet med overvågningen

På det marine område har NOVANA-programmet det overordnede formål at følge udviklingen, tilstanden og påvirkninger af vandmiljøet.

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

- Opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til EU-lovgivning.
- Effektdokumentation af vandmiljøplanerne og øvrig landbrugsregulering.
- Opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til internationale konventioner og aftaler.
- Bidrag til styrkelse af det faglige grundlag for forvaltning og for fremtidige nationale og internationale initiativer, ikke mindst i EU.

I forlængelse af de overordnede formål skal overvågningen kunne:

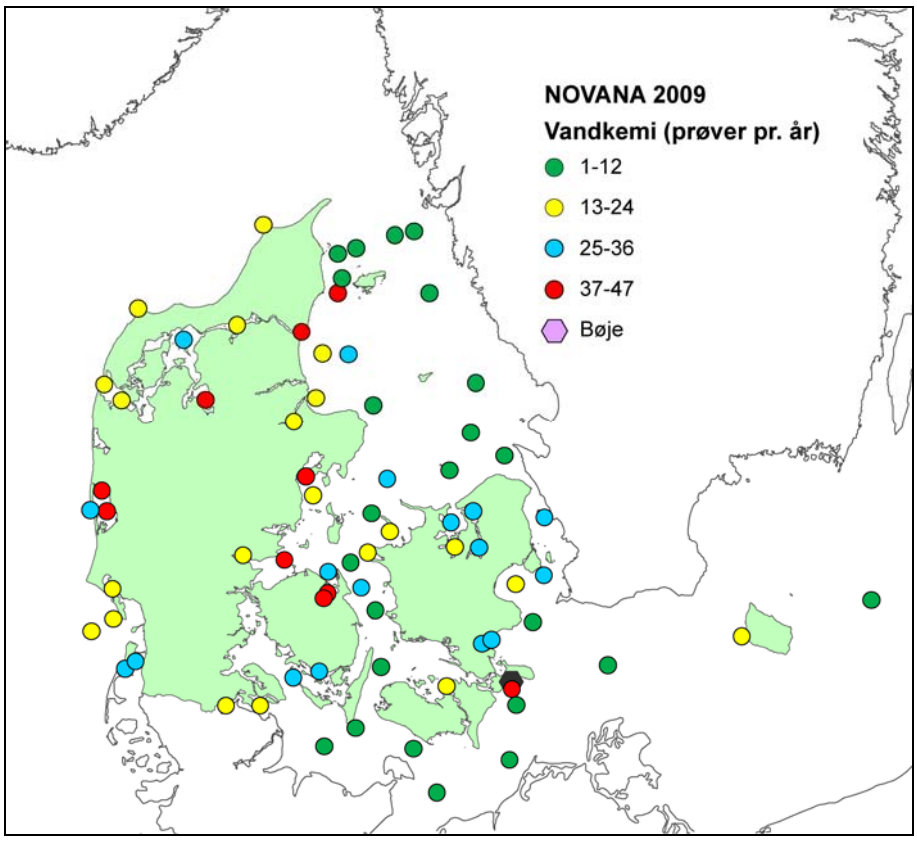
- beskrive den kvantitative udvikling i en række væsentlige fysiske, kemiske og biologiske variable, som bl.a. omfatter plankton, makroalger, bundfauna, vandkemi og sedimenters indhold af miljøfarlige stoffer samt forekomst og effekt af miljøfarlige stoffer.
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringsstoftilførsel og biologiske effekter og derfra kunne gøre rede for betydningen af variationer i klima og biologisk struktur.
- yde aktuel information om iltsvind.
- beskrive transporten af næringsstoffer 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 på sigt.

Områder og prøvetagningsprogram

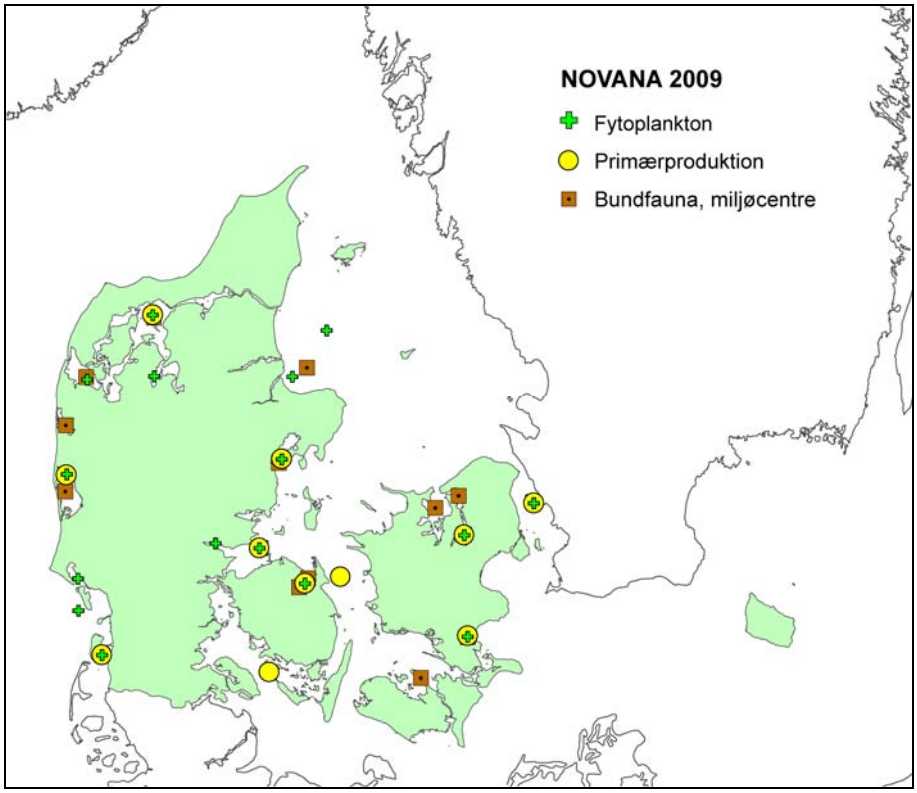
For kystvande er eutrofieringsundersøgelser i NOVANA opdelt i repræsentative områder og typeområder, hvor der i typeområderne suppleres med målinger af flere variable. I åbne farvande har stationer i typeområderne en høj målefrekvens (intensivstationer), mens stationer i de repræsentative områder har en lav målefrekvens (ekstensivstationer), som anvendes til kortlægning af vinternæringssalte, iltsvind, bundfauna og pigmenter i sedimentet. Undersøgelser af biodiversitet og naturtyper samt af miljøfarlige stoffer foregår også i to niveauer, hvor den ene type af lokaliteter undersøges 1 til 3 gange over en 6-årig periode, mens den anden type undersøges hvert år. I rapporten indgår også analyser af prøver udtaget inden for DEVANO på sediment- og muslingelokaliteter.

I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper koncentrerer man sig om følgende 4 overordnede elementer: i) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, ii) biologiske forhold i vandsøjlen, iii) strømforhold og massebalance og iv) biologiske forhold på bunden. Overvågningen af miljøfarlige stoffer finder sted i både biota og sedimenter *Figur 1.1A-E* viser placeringen af stationerne, hvor de forskellige typer målinger er foretaget, og det er disse, der danner grundlaget for årets rapport.

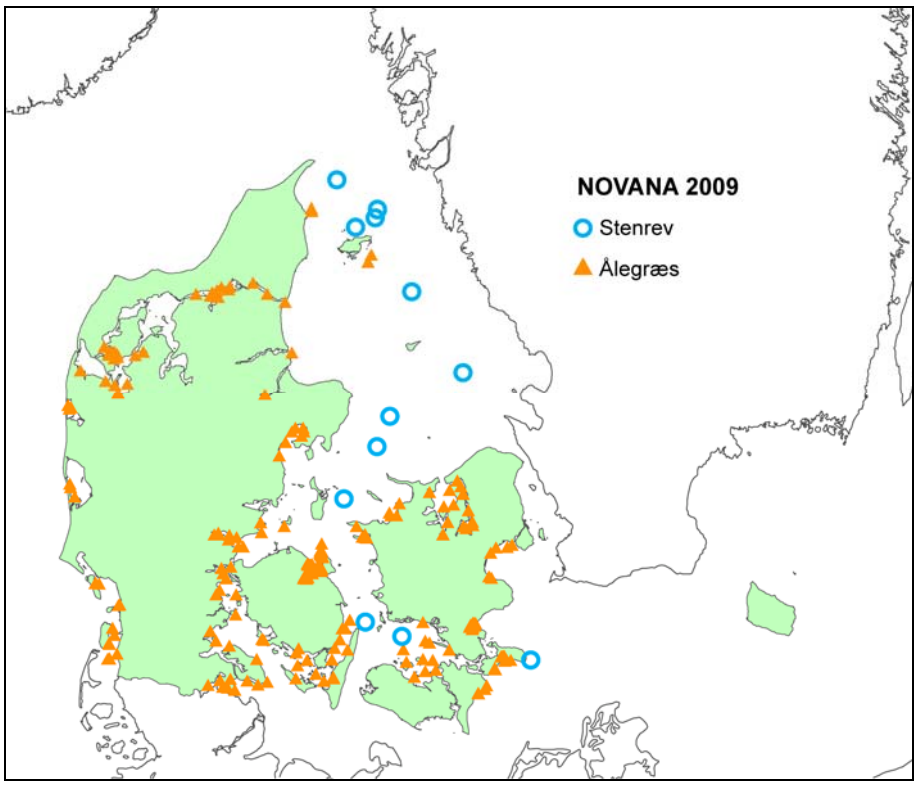
Figur 1.1A. Prøvetagningsstationer for vandkemi samt for salinitets-, temperatur- og dybdemålinger i 2009, der er anvendt i denne rapportering. Bøjestationen, hvis data også er anvendt, er ligeledes vist på figuren.



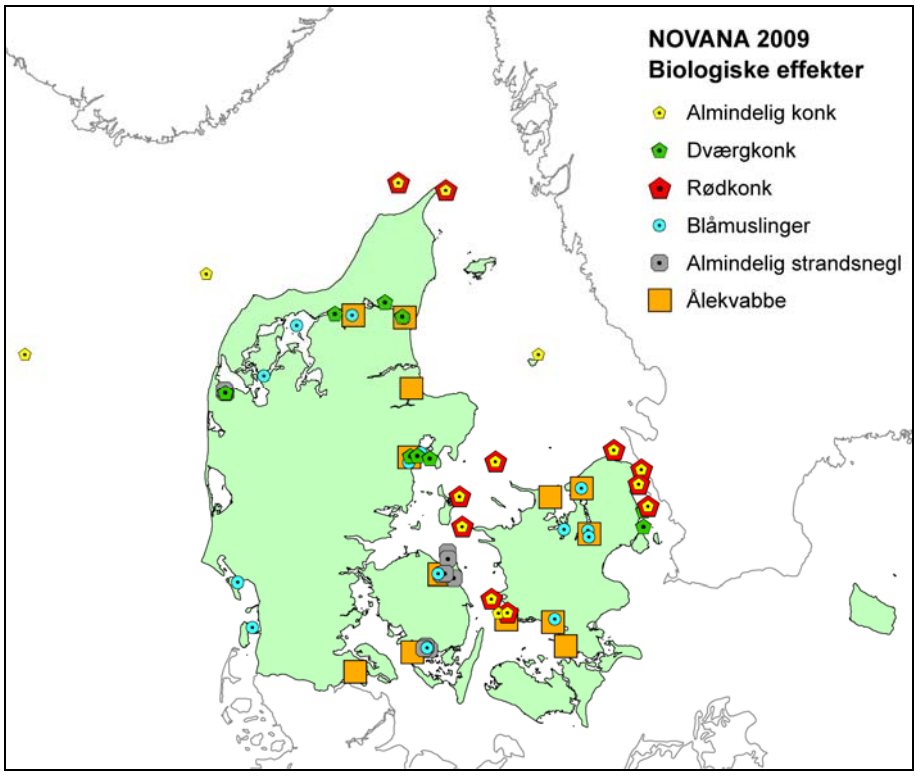
Figur 1.1B. Prøvetagningsstationer for fytoplankton, primærproduktion og bundfauna, som er anvendt i denne rapportering og indsamlet i 2009.



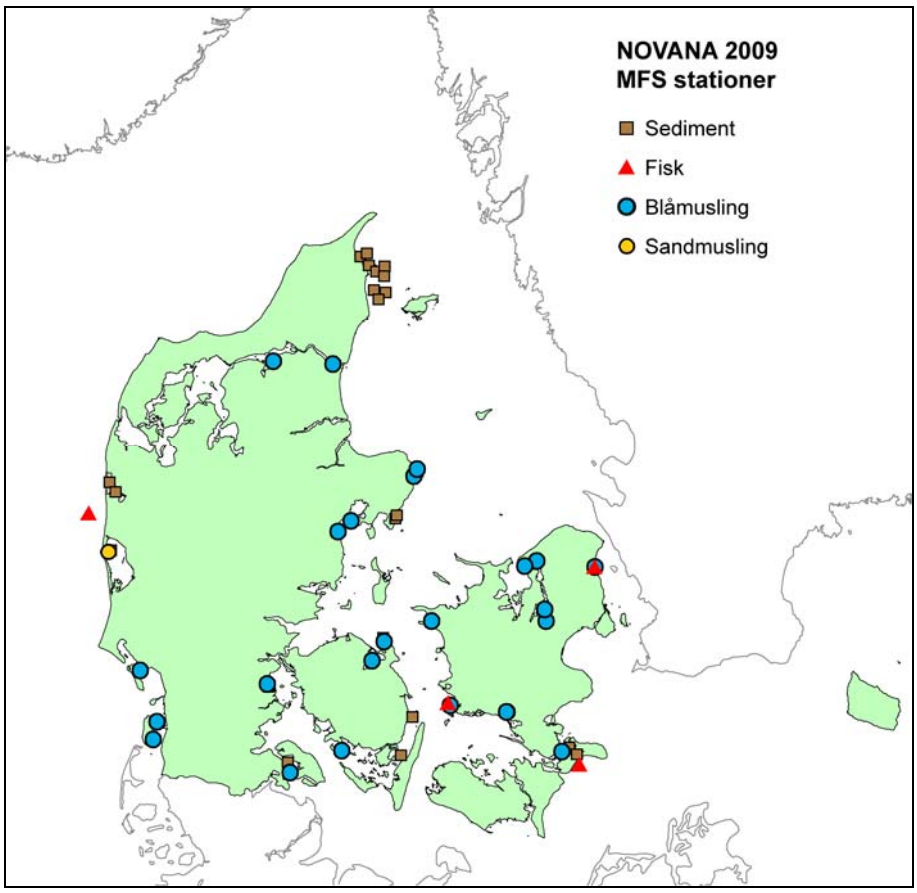
Figur 1.1C. Prøvetagningsstationer 2009 til undersøgelse af makroalgevegetation på stenrev i Natura 2000-områder og ålegræs i kystnære områder.



Figur 1.1D. Prøvetagningsstationer og områder, hvorfra data for biologiske effekter er anvendt i denne rapport. For konksneglene (gul, grøn eller rød femkant med prik i midten) er imposex bestemt; for flere stationer er der fundet både rødkonk og almindelig konk. Grå firkanter med afrundede hjørner og prik indikerer almindelig strandsnegle, hvor der er bestemt intersex. Lyseblå cirkler med prik er blåmuslinger, hvor der er målt lysosomal stabilitet, og endelig er der i de orange firkanter målt reproduktiv succes i ålekvabber.



Figur 1.1E. Prøvetagningsstationer og områder, hvorfra data for miljøfarlige stoffer er anvendt i denne rapport. Der er målt i sedimenter (brune firkanter), fisk (skrubber, røde trekanter), blåmuslinger (blå cirkler) og i Ringkøbing Fjord sandmuslinger, da der ikke findes blåmuslinger. Bemærk der i nogle områder er sammenfald eller stationer af forskellige typer tæt på hinanden, så der er overlap (specielt Nivå Bugt og Egholm for fisk/blåmuslinger og Sydsjælland/Als for sediment/blåmuslinger).



Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande

Ditte L. Jansen Petersen

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er betinget af de naturlige fysiske forudsætninger og af de menneskelige påvirkninger. Fysiske forhold som vanddybde og bundforhold er generelt uændrede fra år til år, mens der kan forekomme betydelige år til år variationer i andre fysiske forhold som ferskvandstilførsel, vandudveksling, strømforhold, salinitet, temperatur og lagdeling.

Naturkvaliteten i farvandene påvirkes desuden af en lang række menneskelige aktiviteter, hvoraf udledning af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer anses for de vigtigste, men også fiskeri, klapning af opgravet materiale, skibsfart, offshore industri, anlæg på søterritoriet m.m. har en effekt ligesom indførsel af fremmede arter påvirker forholdene.

Der er også variationer i samspillet mellem fysiske og menneskeskabte påvirkninger fra år til år. I våde år tilføres fjorde og kystvande flere næringsstoffer fra land end i tørre år. Variationer i vejr- og strømforhold påvirker udvekslingen af næringsstoffer mellem fjorde og åbne farvande, og mellem de åbne farvande indbyrdes, fx mellem de indre farvande og hhv. Østersøen og Skagerrak.

Når tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene skal vurderes i de enkelte farvande, er det derfor nødvendigt at inddrage variationerne i de naturlige og menneskeskabte påvirkninger for at kunne vurdere, om den generelle udvikling går i den ønskede retning, eller om fastsatte målsætninger er opfyldt.

Mængden af næringsstoffer i et farvand styrer i høj grad miljø- og naturkvaliteten. Udledning af store mængder næringsstoffer medfører en høj vækst af planktonalger, som gør vandet uklart. Mindre lys når derfor ned til bunden og begrænser, hvor dybt ålegræs og store alger kan gro. Planktonalgerne falder ned på bunden, hvor bakterier bruger ilt til at nedbryde algerne. Hvis vandsøjlen er lagdelt, og der ikke tilføres tilstrækkeligt med ny ilt til bunden, kan der opstå iltsvind, så bunddyr og planter dør, og fisk må flygte.

Øget eutrofiering kan også øge risikoen for opblomstring af giftige planktonalger, der kan misfarve vandet, danne skum, dræbe bunddyr og fisk eller medføre skaldyrsforgiftning af mennesker og fugle.

Flere næringsstoffer medfører også en øget vækst af hurtigtvoksende store alger som søsalat og fedtemøg. De skygger ålegræsset væk og kan forårsage store mængder opskyl, der bevirker, at strandene taber rekreativ værdi.

Reduceret udbredelse af ålegræsenge og tangskove på stenrev og færre bunddyr giver dårligere betingelser for opvækst af fisk og kan derfor give økonomiske tab for fiskeriet. Samtidig ændres struktur og funktion af økosystemets komponenter (plankton, bundvegetation, bunddyr, fisk) af eutrofiering og kan resultere i en lavere biodiversitet.

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

Tilførsler af miljøfarlige stoffer udgør også en presfaktor, der kan have indflydelse på økosystemets struktur og funktion. Det skyldes, at disse stoffer påvirker følsomme organismers reproduktion, vækst og adfærd eller på anden måde berører deres overlevelsesevne. I et antal kystvande – og for visse stoffer også i åbne danske farvande – forekommer forhøjede niveauer af en række metaller og organiske forbindelser, som dermed kan udgøre en potentiel risiko for økosystemet. I visse tilfælde kan stofferne kobles til specifikke biologiske effekter, fx inducerer TBT ændringer af kønskarakterer (imposex/intersex) hos havsnegle.

2 Klimatiske forhold

Jacob Carstensen

Miljøtilstanden i de marine områder er, udover tilførslerne af næringssalte, kraftigt påvirket af de klimatiske forhold. Temperaturen påvirker de biologiske processer foruden lagdeling af vandsøjlen og opløseligheden af ilt i vandet. Vinden påvirker opblandingen af vand i overfladen og den 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.

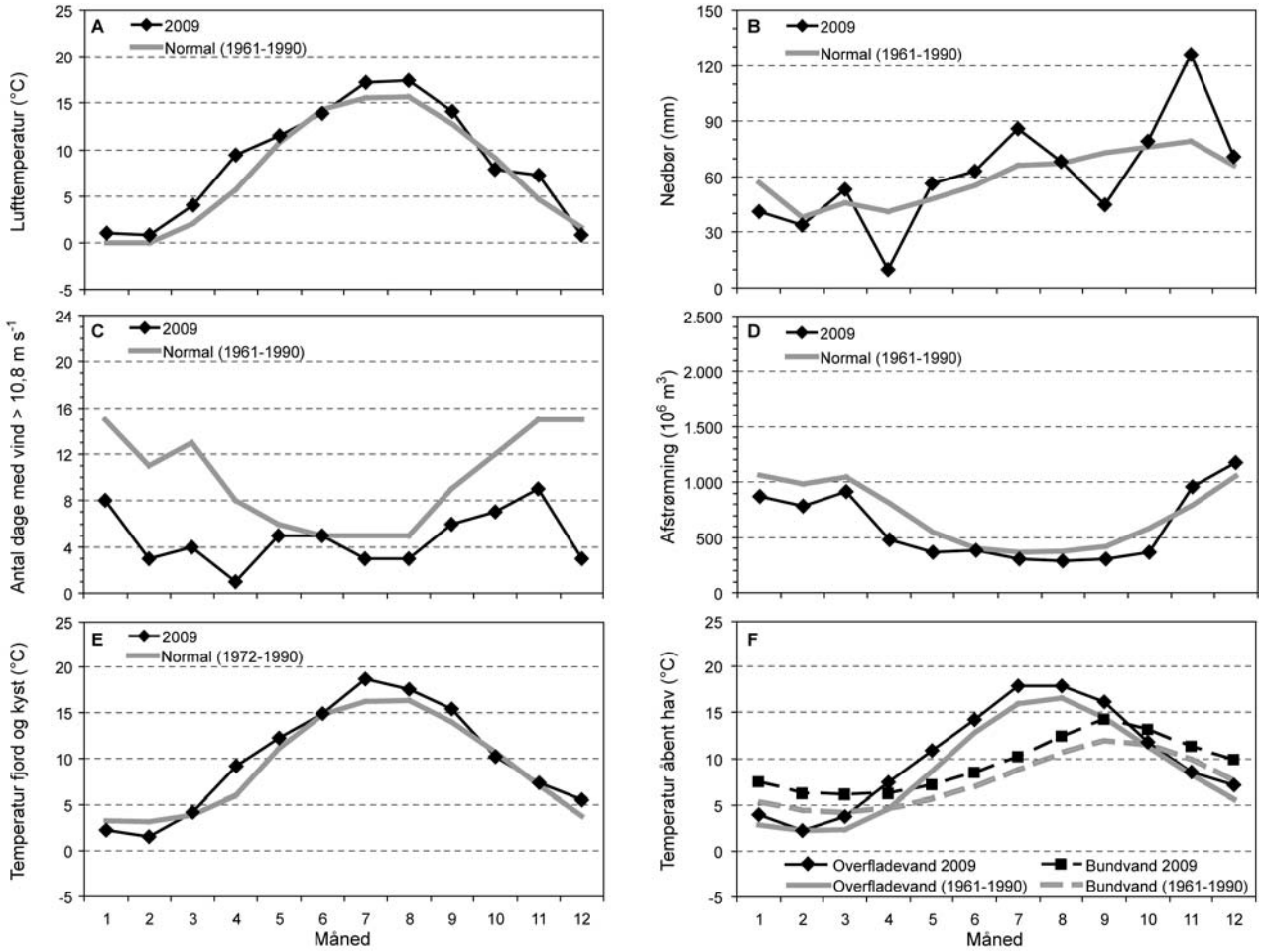
De klimatiske forhold i Danmark i år 2009 beskrives med arealvægtede gennemsnit af temperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2009 (*Cappelen 2010*), afstrømningsdata sammensat af opgørelser fra Hedeselskabet (1942-1989) og DMU (1990-2009) samt 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 (1995-2009) (Afdelingen for Vind-energi, Risø), H.C. Ørsted Instituttet i København (1993-2009) og Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000). De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder. Temperaturen i havet er beskrevet ved hele vandsøjlen for fjorde og kystnære områder, hvorimod den er opdelt i overflade (≤ 10 m) og bundvand (≥ 20 m) for de åbne farvande.

Vinter (januar - februar)

Vinteren 2009 var ca. 1°C varmere end normalen, i modsætning til årene 2007 og 2008, hvor temperaturen var mere end 4°C over normalen (*figur 2.1*). Samtidig var nedbøren forholdsvis lav (24 % under normalen). Vinden var også under middel (4,6 mod normalt 6,3 m s^{-1}) med skiftende retninger fra øst og vest (*figur 2.2A*), og antallet af kraftige vindhændelser var lavt. Vinterafstrømningen var 19 % under normalen. Havtemperaturerne i de lavvandede fjorde og kystnære områder var mere end 1°C under normalen, hvorimod overfladetemperaturen i de åbne farvande var en smule over normalen. Bundvandet i de åbne farvande var dog ca. 2°C varmere end normalt.

Forår (marts - maj)

Foråret var meget solrigt og varmt med temperaturer, der lå 2,1°C over normalen. Specielt april måned var rekordvarm med 9,4°C og masser af sol, og da der næsten ingen nedbør faldt i april måned blev foråret som helhed tørt. Som følge af den lave nedbør i vinter- og forårsperioden blev afstrømningen kun 73 % af normalen. Vinden var også under normalen i alle tre forårsmåneder (21 % mindre), og der var kun ganske få kraftige vindhændelser. Efter de relativt kolde vintermåneder steg havtemperaturen i de lavvandede fjorde og kystnære områder, så den gennemsnitlige temperatur endte 1,5°C over normalen. I de åbne farvande var havtemperaturen omkring 2°C varmere end normalen igennem hele foråret, og hvor den usædvanligt varme april måned havde en åbenbar påvirkning af overfladevandet men ikke af bundvandet.



Figur 2.1. Årsvariation i 2009 sammenholdt med standardperioden 1961-1990 for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) hyppighed af vindhændelser med døgnmiddelvind over 10,8 m s^{-1}, D) ferskvandsafstrømning til de indre farvande, E) vandtemperatur for fjord- og kystnære stationer og F) vandtemperatur for overflade- og bundvand for stationer i de indre åbne farvande. Datakilder: A - C) DMI og D - F) DMU og miljøcentrene.

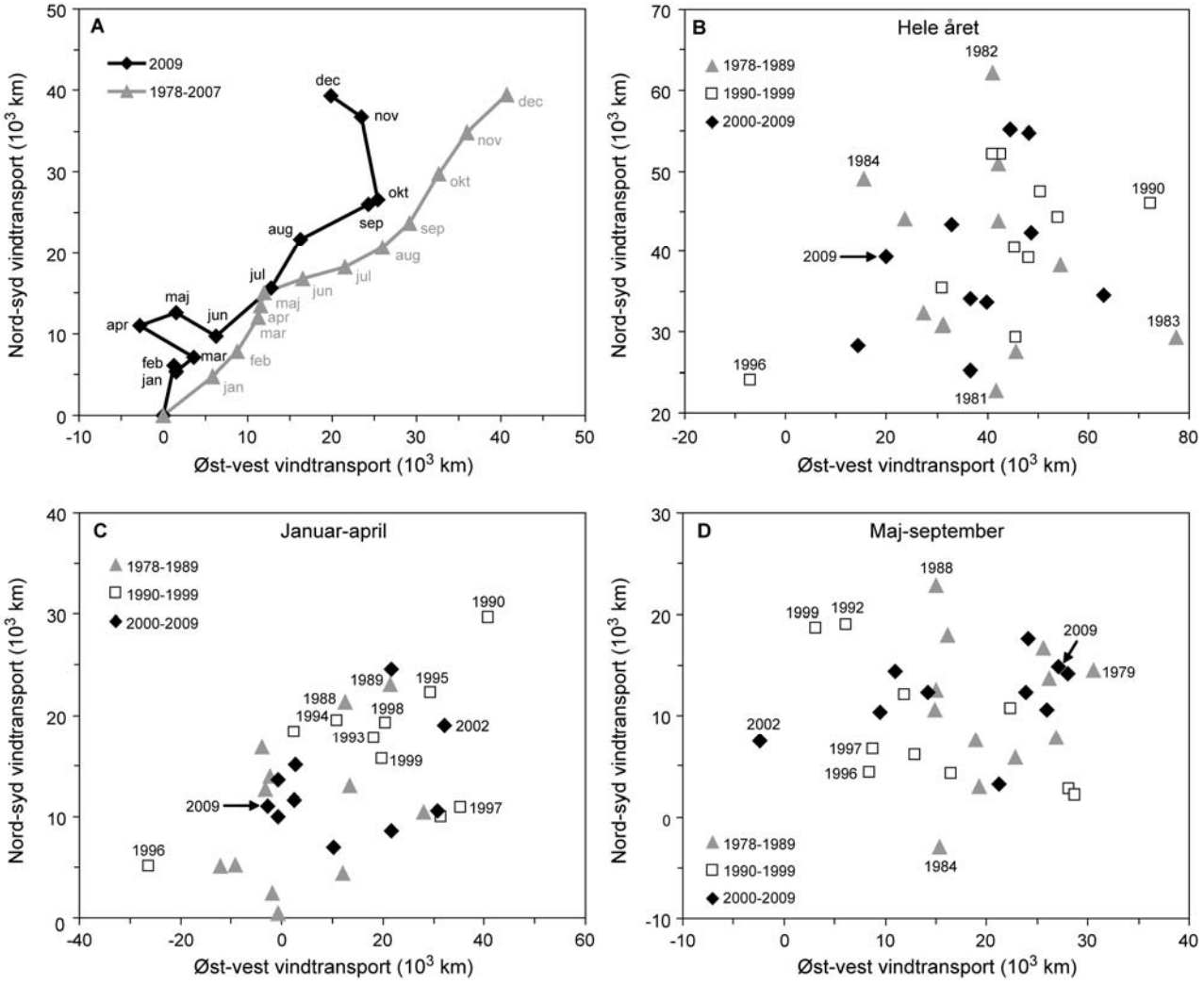
Sommer (juni - august)

I betragtning af de sidste årtiers generelt høje temperaturer var det usædvanligt at temperaturen i juni faktisk faldt næsten en halv grad under normalen (1961-1990). Den kolde juni blev dog kompenseret af højere temperaturer i juli og august, således at middeltemperaturen for sommeren som helhed var 1°C over normalen. Nedbøren i sommermånederne var ca. 15 % over normalen, men det resulterede ikke i en øget afstrømning (15 % under normalen), og der var lidt flere solskinstimer end normalt. Middelvinden og antallet af kraftige vindhændelser var under normalen, men den 30. juli blev landet ramt af hård kuling med vindstød af stormstyrke. Den kolde juni kunne også ses på havtemperaturen i fjorde og kystnære områder, hvorimod juli og august havde temperaturer over normalen. I de åbne farvande var havtemperaturen ca. 1,5-2°C over normalen.

Efterår (september - december)

Efteråret 2009 var temperaturmæssigt svingende med usædvanlig koldt vejr i oktober og december (henholdsvis 1,2°C og 0,8°C under normalen) og relativt høje temperaturer i september og november. Samlet set var efteråret ca. 0,5°C over normalen. Nedbøren var også svingende (i middel 10 % over normalen), og november satte rekord med hensyn til antal af regnvejrsdage. Den megen nedbør i november medførte en afstrømning

som i et normalt år. Vinden var under normalen i løbet af efterårsmånederne, men en kraftig storm med vindstød af orkanstyrke satte ind den 18. november. Havtemperaturen i overfladevandet var ca. 1°C over normalen, og specielt det kolde vejr i oktober fik havtemperaturen til at falde. Temperaturen i bundvandet var ca. 2°C over normalen og upåvirket af ændringerne i lufttemperaturen.



Figur 2.2. Den retningsbestemte vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomposanten. A) Årsvariationen 2009 måned for måned sammenholdt med tidligere år, B) den årlige vindtransport, C) vindtransporten i månederne januar til og med april og D) vindtransporten i månederne maj til og med september. En stor vindtransport fra sydvest medfører generelt en større vandtransport gennem de indre danske farvande, hvilket kan bevirke en større påvirkning af Den jyske Kyststrøm i vintermånederne (jan.-apr.) og en større fornyelse af ilten i bundvandet (maj-sep.). Datakilder: Sund og Bælt Holding, Forskningscenter Risø, H.C. Ørsted Instituttet.

Året som helhed

2009 var generelt et varmt og solrigt år, hvor temperaturen i 9 ud af 12 måneder lå over normalen, således at 2009 blev det ottende varmeste år hidtil registreret. Det mest karakteristiske ved 2009 var en meget varm og solrig april, foruden at juni, oktober og december var relativt kolde sammenholdt med de senere års generelt høje temperaturer. Det gode vejr i april resulterede i lav nedbør, hvorimod november var usædvanlig våd. Afstrømningen fra land var under middel frem til november, og 2009 var generelt tørt. Vinden var under normalen i alle årets måneder. Havtemperaturen i overfladevandet fulgte variationerne i lufttemperatu-

ren, hvorimod bundvandet var næsten 2°C varmere end normalen gennem hele året.

Tidslig udvikling

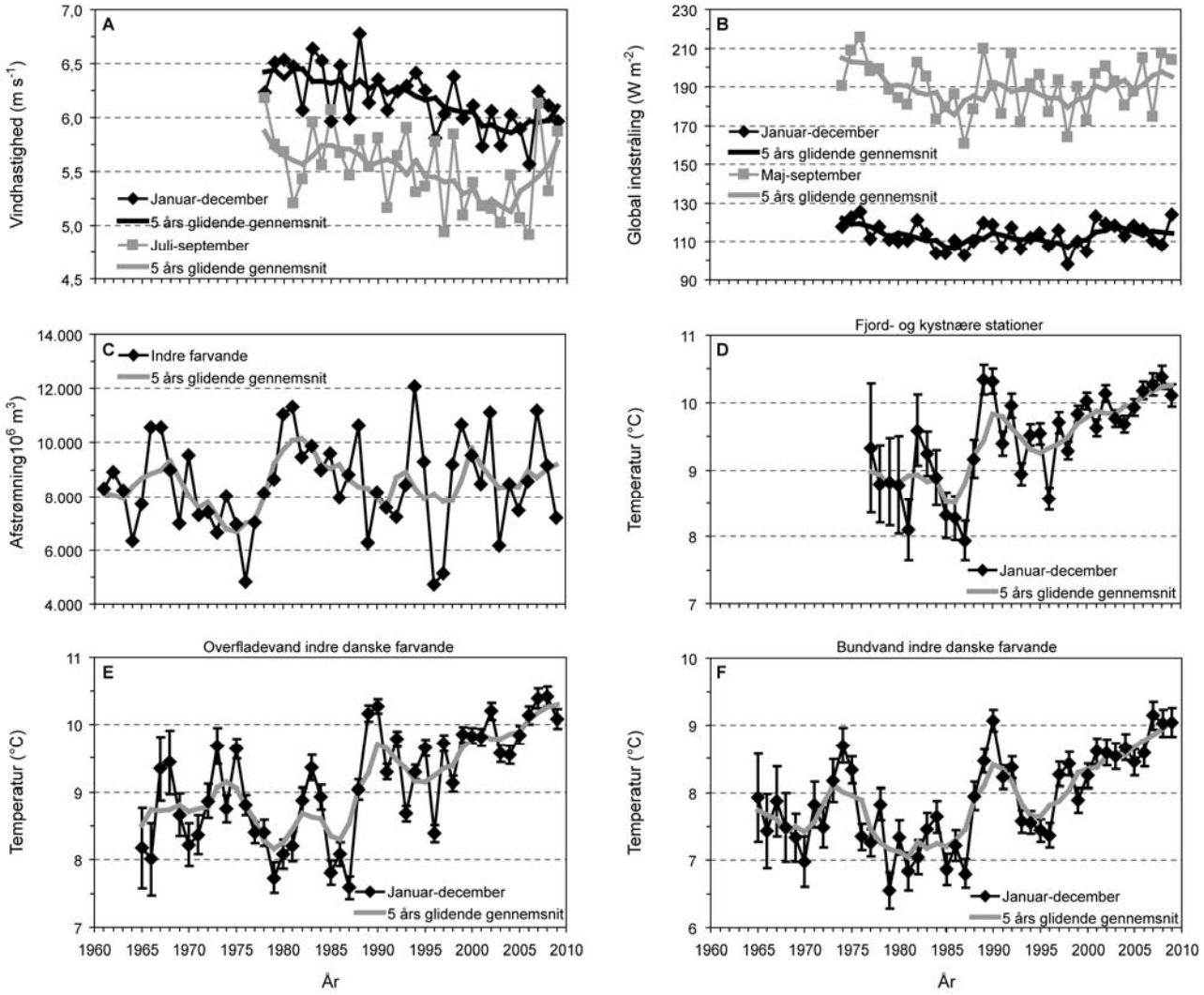
Den årlige middel vindhastighed er aftaget fra 6,4 m s^{-1} i 1980'erne til omkring 6,0 m s^{-1} siden 2000, dog med en stigende tendens i de senere år (*figur 2.3A*). Året 2009 var, ligesom 2007, usædvanligt, idet det blæste lige så meget i sensommeren (juli-september) som for hele året. Således var middelvinden i juli-september 2009 på niveau med de mere blæsende somre i 1980'erne og 1990'erne. Denne relativt høje middelvind kan have medført en væsentlig opblanding af vandsøjlen i de lavvandede fjorde og kyster i de måneder, hvor iltsvind forekommer. 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 dominerede vindretning er stadig fra sydvest, og den lidt usædvanlige fordeling af vind i 2009 henover året kunne også ses i vindtransporten, som var lav i januar-april og for året som helhed (*figur 2.2B-C*), men relativ stor i maj-september (*figur 2.2D*). Vindtransporten i januar–april, som har betydning for transporterne af uorganiske næringssalte gennem de indre danske farvande, var kun svag og i nordlig retning. Dette har sandsynligvis medført en mere jævn og stabil transport af Østersøvand gennem de danske farvande, og at påvirkning fra vandmasser fra Nordsøen har været mindre. Vindtransporten i maj-september, som kan være afgørende for transporten og opblandingen af bundvand i de indre farvande, var relativ stor og fra sydvestlig retning, hvilket kan have bevirket en generel større transport af bundvand gennem de indre danske farvande.

I 2009 var indstrålingen høj for både maj-september og for året som helhed (*figur 2.3B*). Middelindstrålingen i 2009 for hele året var den næsthøjeste siden 1974, og kun januar, februar og november var under normalen. Specielt har maj bidraget til den høje indstråling i sommerperioden. 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 dog været en stigende indstråling i sommerperioden.

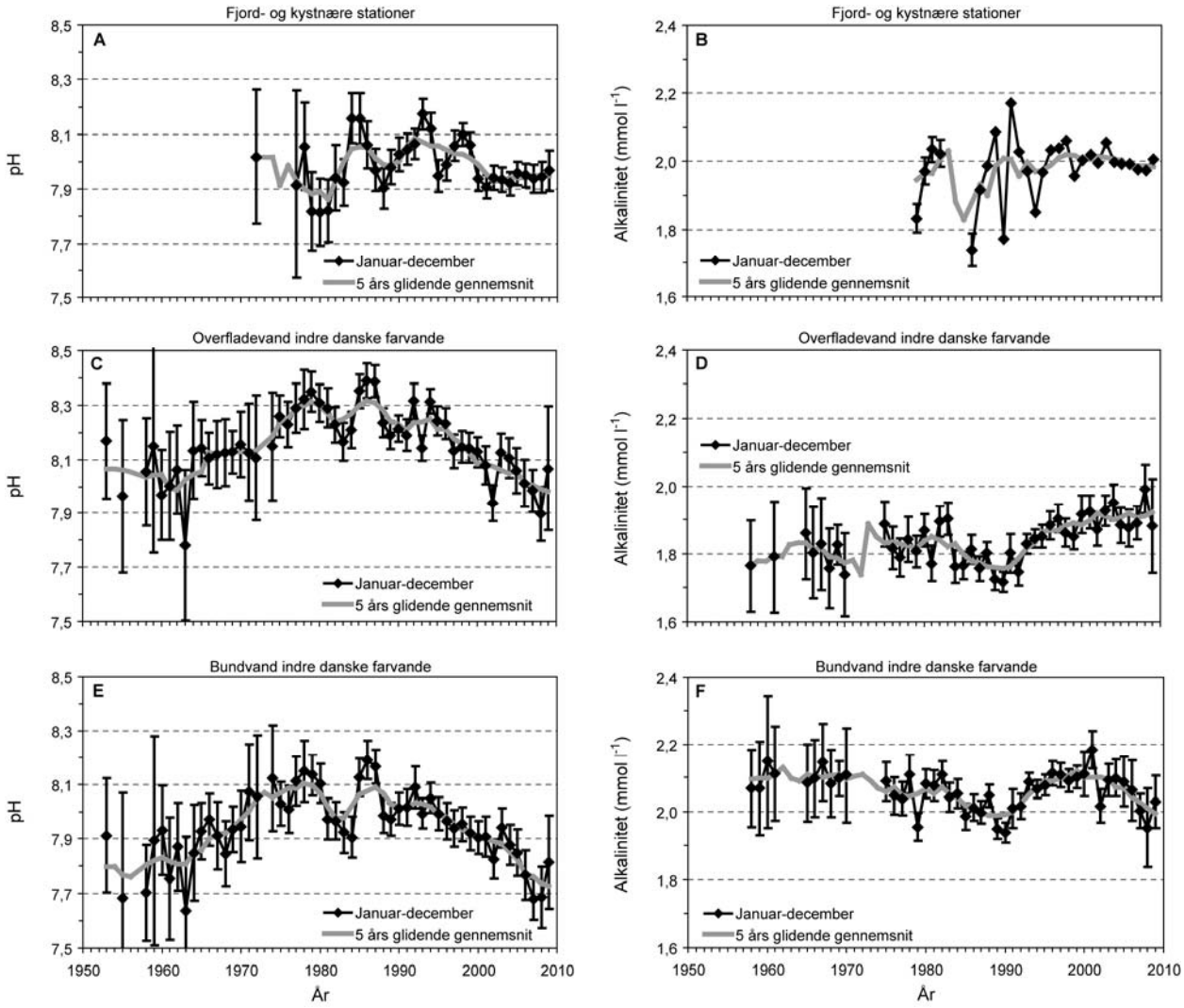
Afstrømningen har også udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste 5 årtier (*figur 2.3C*). I 1960'erne var middelafstrømningen 8.500 mio. m^3 om året, hvilket faldt til 7.500 mio. m^3 i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til 9.400 mio. m^3 i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen 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 2009 var forholdsvis lav i forhold til de seneste 50 år.

Temperaturen i de danske farvande er steget med ca. 1,5°C i løbet af de sidste 40 år, selvom 2009 var koldere end de 3 foregående år. Målt på overfladevandstemperaturen var 2009 det syvende højeste, hvorimod bundvandstemperaturen i 2009 var den tredje højeste (*figur 2.3D-E*). Udviklingstendenserne er de samme 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°C og 2,0°C.



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

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*). Eutrofieringen og dermed større forbrug af CO_2 til fotosyntesen har medført 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 den nye primærproduktion, dvs. primærproduktion drevet af ekstern tilførsel af næringssalte. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO_2 i vand med stigende temperaturer burde medføre en stigning i pH, men er sandsynligvis af mindre betydning i forhold til de to førstnævnte processer. Faldende pH medfører et fald i alkalinitet medmindre der tilføres andre kemiske komponenter, som vil forskyde ligevægten inden for karbonatsystemet. Den stigende alkalinitet i overfladevandet for de indre danske farvande er formentlig relateret til Østersøens opland, hvor det svenske landbrugsuniversitet (www.slu.se) har rapporteret om stigende alkalinitet i tilførslerne fra land.



Figur 2.4. Tidslig udvikling for pH og alkalinitet i fjorde og kystnære områder (A og B), overfladevandet i de indre danske farvande (C og D), og bundvandet i de indre danske farvande (E og F). Middelværdier er angivet med 95 %-konfidensgrænser. Datakilder: DMU og miljøcentrene.

Sammenfatning

- Året 2009 var meget solrigt, relativt varmt og med svage vinde i vinterperioden og generelt mere blæsende i sommerperioden.
- Afstrømningen i 2009 var 15 % under normalen, og året må betegnes som forholdsvist tørt.
- Temperaturerne var højere end normalen i 9 af 12 måneder, men set i forhold til de seneste 10 år var 2009 ikke specielt varm.
- April var usædvanlig varm og solrig, hvorimod juni, oktober og december var relativt kolde.
- Havtemperaturen er steget med ca. 1,5°C i løbet af de sidste 40 år.
- Indstrålingen i 2009 var generelt høj og har i de seneste 10 år vist stigende tendenser for sommerperioden.
- Siden midten af 1980'erne er havvandet blevet mere surt (ca. 0,3 pH).
- Overfladevandet i de indre danske farvande har haft en stigende alkalinitet, hvilket sandsynligvis skyldes en øget eksport af alkalinitet i Østersøens opland.

3 Stoftilførsler fra land

Jørgen Windolf & Niels Bering Ovesen

Tilførslen af næringsstofferne kvælstof og fosfor styrer i høj grad miljø- og naturkvaliteten i farvandene. Øget tilførsel af næringsstoffer medfører stigende eutrofiering med stor vækst af planktonalger, som gør vandet uklart. Mindre lys når derfor ned til bunden og begrænser, hvor dybt ålegræs og store alger kan gro. Planktonalgerne synker ned på bunden, hvor bakterier bruger ilt til at nedbryde dem. 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 9 hovedfarvande for perioden 1990-2009.

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.

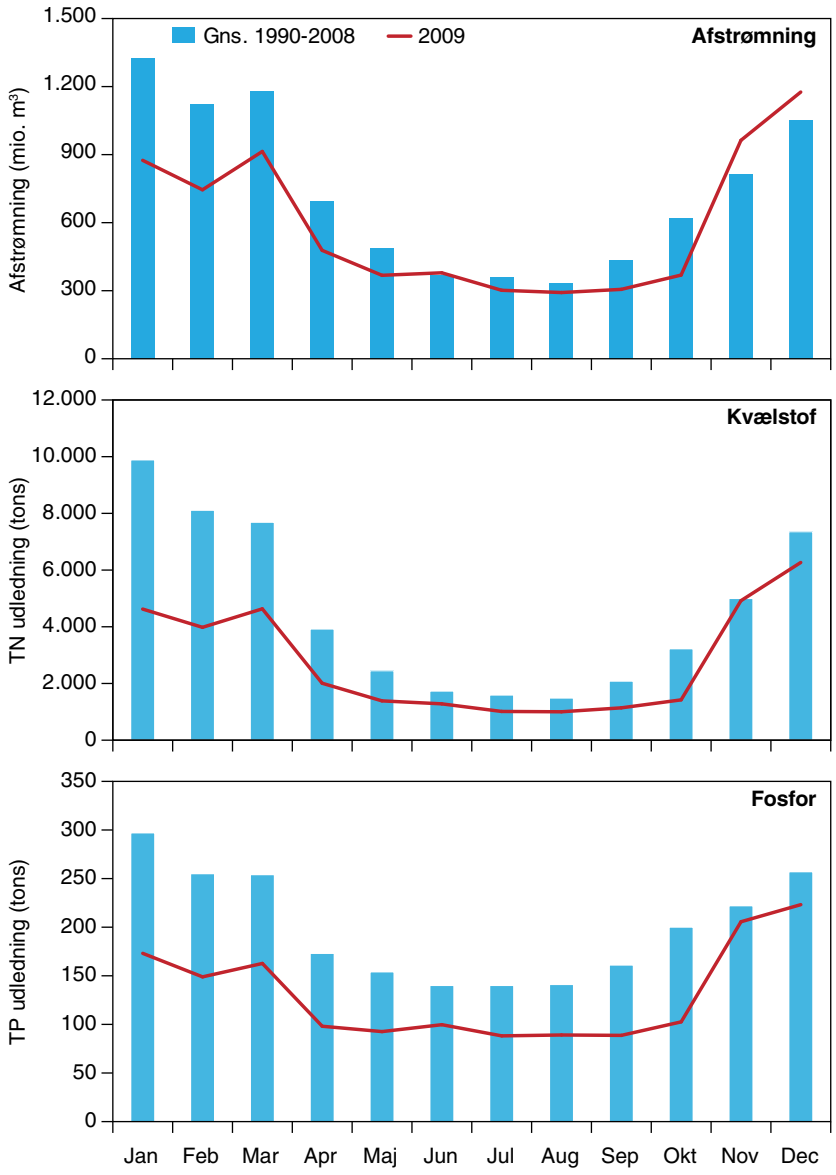
Kvælstof- og fosfortilførslerne fra det umålte opland er beregnet ved hjælp af empiriske modeller for vandføringsvægtede koncentrationer, som derefter er lagt på den modellerede vandafstrømning. Dertil er lagt de tilgængelige data for spildevandsudledninger fra punktkilder. Disse data har for nogle år været ukomplette, og der er behov for en genberegning af belastningen, når disse data måtte foreligge.

Stoftilførsler i 2009 – indre farvande

Ferskvandsafstrømningen til de indre danske farvande (farvandsområde 3-9) var 7.200 mio. m^3 i 2009 og dermed godt 18 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2008. Frem til og med oktober 2009 var afstrømningen generelt markant mindre end gennemsnittet. En øget nedbør sidst på året medførte dog en betydelig stigning i afstrømningen, der således i november og december blev 12-18 % større end normalt for perioden i disse måneder (*figur 3.1*).

Tilførslen af kvælstof til de indre farvande var i 2009 på knap 34.000 tons, hvilket var 38 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2008. Også månedsafstrømningerne af kvælstof var i alle måneder - på nær november - i 2009 klart mindre end gennemsnittet (*figur 3.1*). Faldet er relateret til en reduceret kvælstofudvaskning fra de dyrkede arealer gennem perioden. Forbedret rensning af spildevandet har dog også medvirket betydeligt til det markante fald. Således er udledningerne af kvælstof med spildevand fra punktkilder gennem perioden reduceret med omkring 11-13.000 tons.

Fosfortilførslen til de indre danske farvande var knap 1.600 tons i 2009 og dermed 34 % mindre end for 1990-2008. I alle måneder i 2009 var fosfortilførslerne markant mindre end gennemsnittet – typisk 30-50 %. Dog betød den større ferskvandsafstrømning i årets sidste måneder, at fosfortilførslen i november og december kun var 7-13 % mindre end gennemsnittet (*figur 3.1*). Faldet i disse tilførsler er relateret til en bedre spildevandsrensning ved primært offentlige renseanlæg gennem perioden.

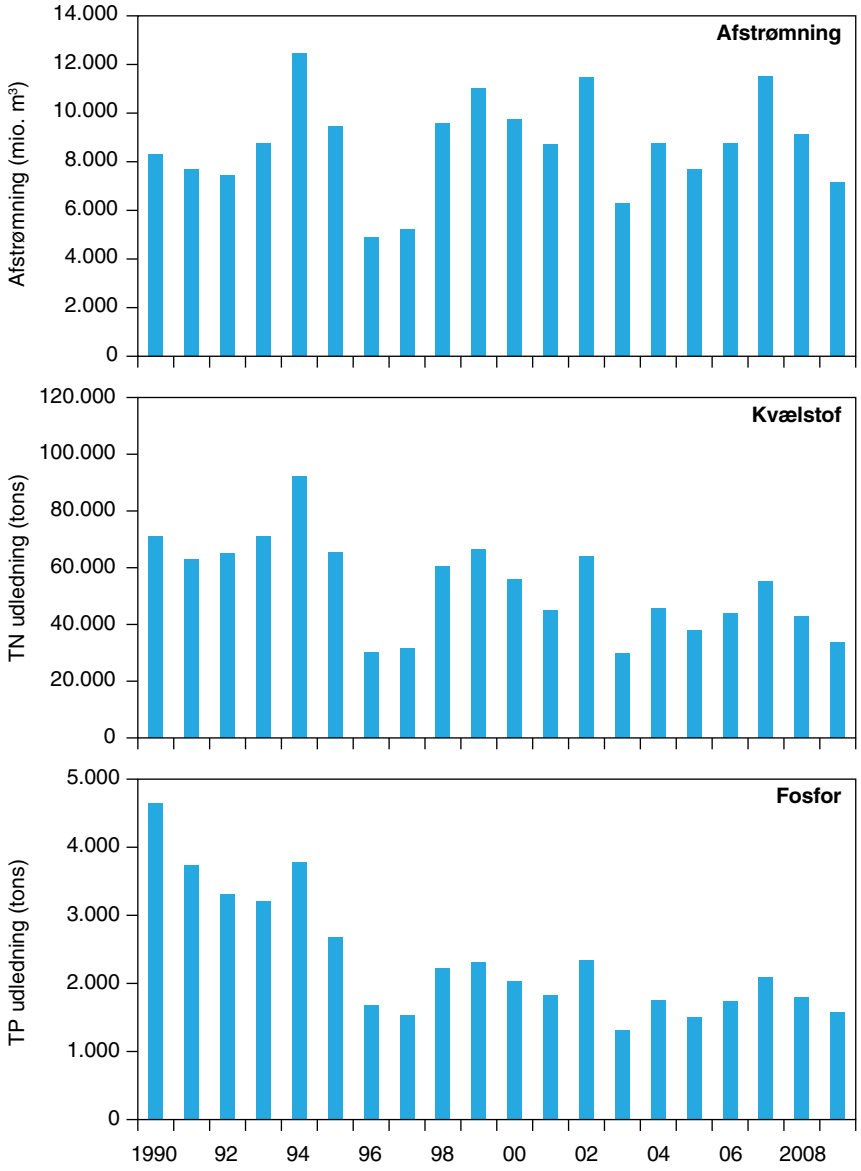


Figur 3.1. Månedstilførslen af ferskvand, total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de indre farvande med tilstødende fjorde i 2009 sammenlignet med middelværdierne for perioden 1990-2008.

Udvikling i stoftilførsler – indre farvande

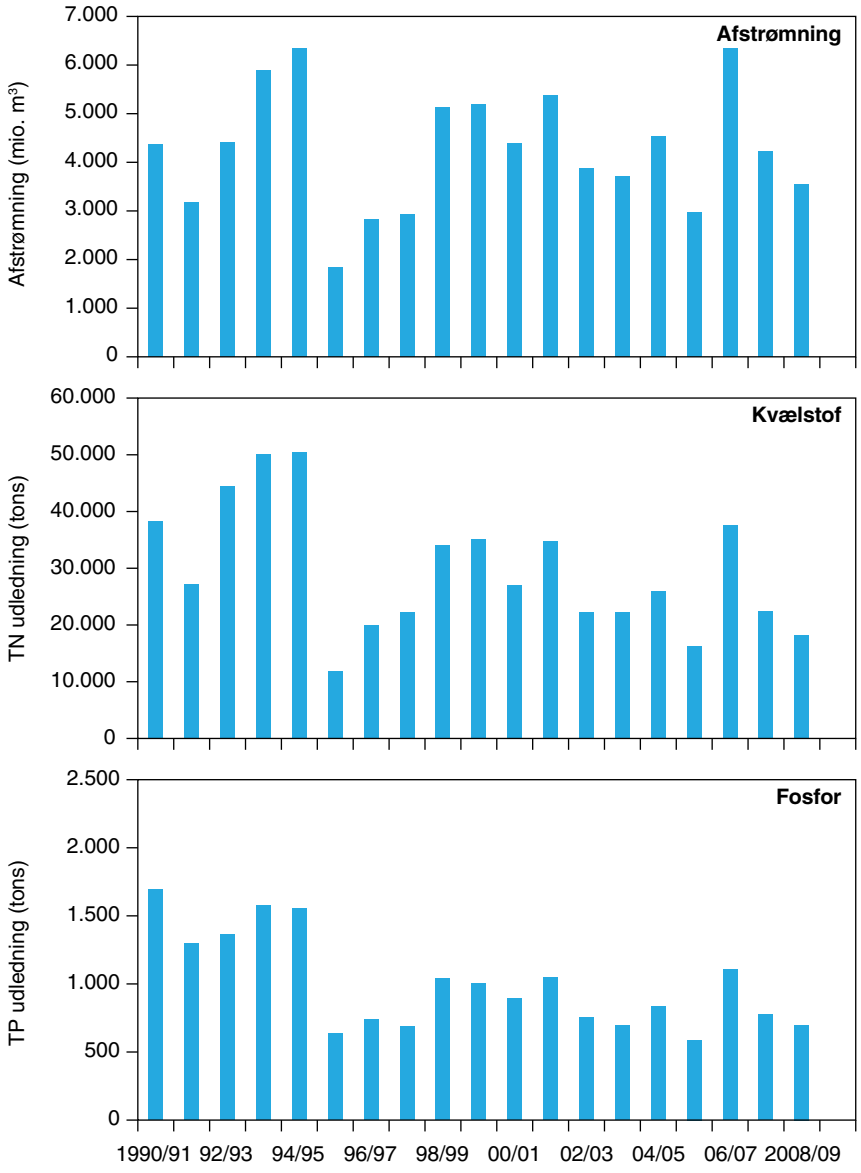
Ferskvandsafstrømningen til indre danske farvande udviste i perioden 1990-2009 store variationer fra år til år uden nogen overordnet tendens (*figur 3.2*). Udviklingen i kvælstoftilførslen viste tilsvarende stor år til år variation, men samtidig var der et generelt fald gennem perioden. Fosforudledningen viste et klart signifikant fald fra 1990 frem til midten af 1990'erne (*figur 3.2*).

Figur 3.2. Den årlige ferskvandsafstrømning og samlede tilførsel af hhv. total kvælstof og total fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de indre farvande med tilstødende fjorde i perioden 1990 til 2009.



Udvikling i stoftilførsler i vintermånederne – indre farvande

Udviklingen i ferskvandsafstrømningen og tilførslen af fosfor og kvælstof til de indre danske farvande i vintermånederne (november-februar) er vist i *figur 3.3.* Heller ikke her var der nogen tendens til udvikling for vandafstrømningen, som i 2008/2009 dog var 18 % mindre end gennemsnittet for perioden 1990/91-2007/08. Kvælstoftilførslerne det enkelte år varierer i høj grad i takt med variationerne i vandafstrømningen, således at der i våde år med stor vandafstrømning generelt er en større kvælstoftilførsel. Kvælstoftilførslen i vintermånederne 2008/2009 var godt 18.000 tons og dermed 40 % mindre end gennemsnittet for tidligere år. Tilsvarende var fosfortilførslen på ca. 700 tons, hvilket var 31 % mindre end gennemsnittet for de forudgående år.



Figur 3.3. Vinterværdier (november-februar) af ferskvandsafstrømning og den samlede tilførsel af hhv. total kvælstof og total fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de indre farvande med tilstødende fjorde i perioden 1990/91 til 2008/09.

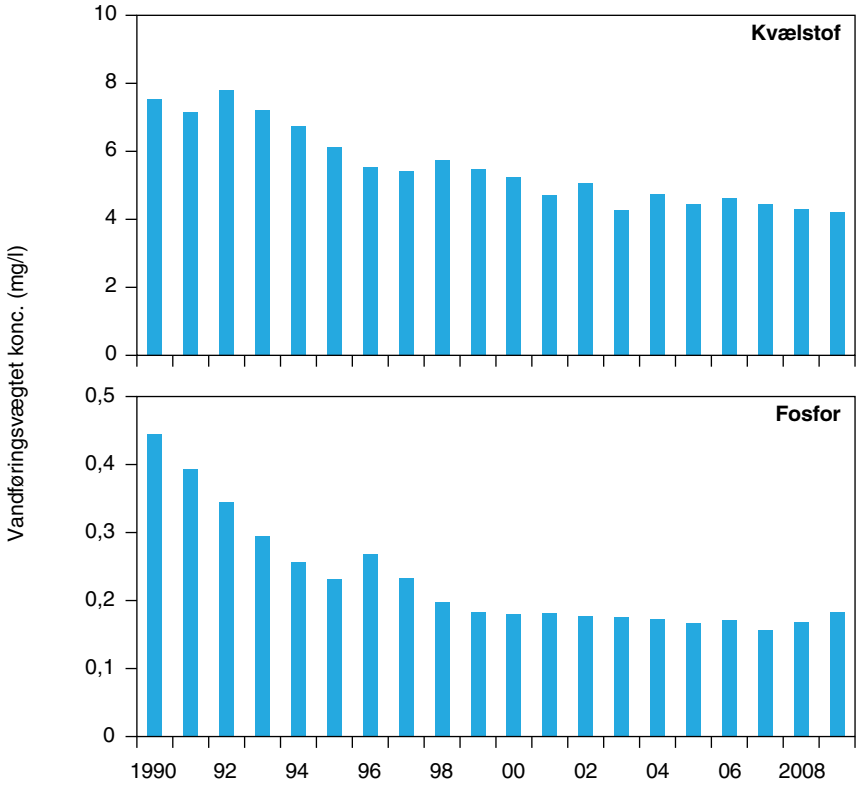
År til år variationerne i de tilførte mængder af kvælstof og fosfor skyldes således variationer i afstrømning samt ikke mindst udvikling i mængden af udledte næringsstoffer med spildevand og en generelt reduceret udledning af kvælstof fra de dyrkede arealer gennem perioden.

For landet som helhed er der for 2009 målt og beregnet en samlet fosfor- og kvælstoftilførsel fra land til kystvandene omkring Danmark på henholdsvis 2.140 tons fosfor og 49.000 tons kvælstof.

Tager man højde for variationer i vandafstrømningen ved at regne med vandføringsvægtede koncentrationer, er kvælstofudledningerne fra land til havet omkring Danmark reduceret med 47 % (95 % konfidensgrænser: -35; -60 %) i årene siden 1990 (*figur 3.4*). Reduktionen i fosfortilførslen kan tilsvarende beregnes til 65 % (95 % konfidensgrænser: -34; -104 %). Denne reduktion er især sket frem til sidste halvdel af 1990'erne og skyldes primært forbedret spildevandsrensning. Reduktionen i kvælstoftilførslerne skyldes primært en reduktion i udledningerne fra landbrugsarealerne. For denne kvælstoftilførsel fra diffuse kilder (dyrkede og udyrkede arealer) er der således beregnet et fald på 40 % siden 1990 (95 % konfidensgrænser: -31; -50 %). Den gennemførte forbedrede spildevandsrens-

ning har dog også bidraget signifikant til den samlede reduktion i kvælstoftilførslerne.

Figur 3.4. Vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof og total fosfor 1990-2009 for hele Danmark.



Sammenfatning

- Ferskvandsafstrømningen til de indre danske farvande har varieret betydeligt fra år til år og var i 2009 18 % mindre end gennemsnittet for hele perioden siden 1990.
- For landet som helhed er der for 2009 målt og beregnet en samlet fosfor- og kvælstoftilførsel fra land til kystvandene omkring Danmark på henholdsvis 2.140 tons fosfor og 49.000 tons kvælstof.
- Korrigeret for variationer i ferskvandsafstrømningen er kvælstoftilførslen fra land for hele Danmark faldet omkring 47 % og fosforudledningen 64 % fra 1990 til 2009.
- Reduktionen i fosforudledningen er især sket frem til sidste halvdel af 1990'erne og skyldes primært forbedret spildevandsrensning.
- Reduktionen i kvælstofudledningen forklares primært af en reduceret udledning af kvælstof fra dyrkede arealer. Forbedret rensning af spildevandet gennem perioden har dog også bidraget signifikant til det samlede fald i kvælstoftilførslerne fra land til havet omkring Danmark.

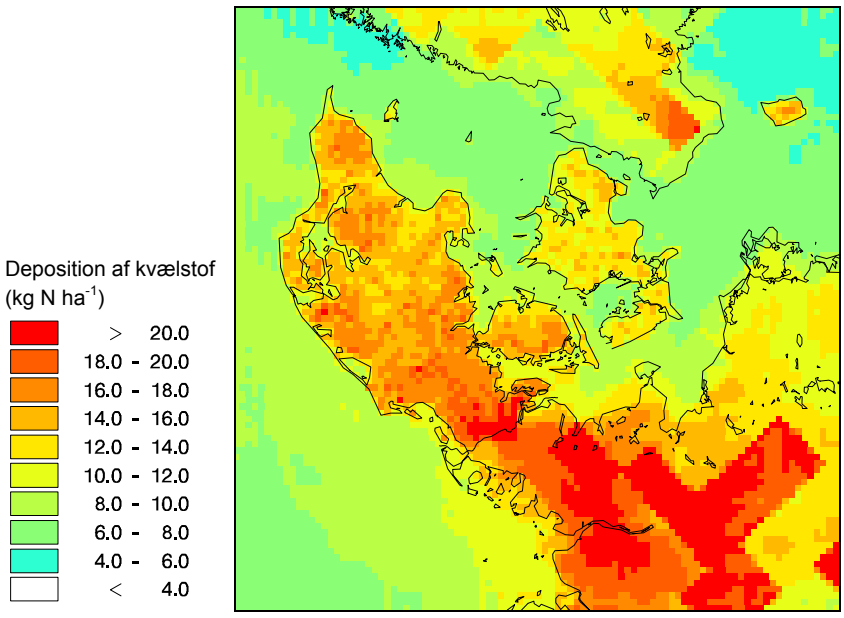
4 Atmosfærisk kvælstofdeposition

Thomas Ellermann

Farvandene modtager ikke kun næringsstoffer fra land, men også ved deposition fra atmosfæren. Depositionen af fosfor er lille med marginal betydning, men 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 med 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.

Beregningerne af den totale atmosfæriske kvælstofdeposition er foretaget med DMU's luftforureningsmodel, DEHM, til et net af gitterceller på 6 km x 6 km, som dækker de danske farvandsområder (*figur 4.1*) (*Ellermann m.fl. 2010*). Dog anvendes gitterceller på 17 km x 17 km for den yderste del af modelområdet, herunder den vestligste del af den danske del af Nordsøen. Beregningerne er foretaget med emissionsopgørelser for år 2008 for Danmark og for år 2007 for de øvrige europæiske lande, hvilket er de senest tilgængelige opgørelser.



Figur 4.1. Den samlede deposition af kvælstofforbindelser til danske farvande og landområder beregnet for 2009. 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 på 6 km x 6 km for den centrale del af modelområdet. I den yderste del af modelområdet anvendes gitterceller på 17 km x 17 km.

Fordeling på tør, våd og total kvælstofdeposition til danske hovedfarvande samt bidrag fra danske kilder er vist i *tabel 4.1*. Depositionen afspejler især fordelingen i nedbørsfrekvens og -mængde, men også afstand til lokale kildeområder. Deposition til andre farvande kan findes på: http://www.dmu.dk/Luft/Luftforurenings-modeller/Deposition/.

Tabel 4.1. Kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande (+ svensk del af Øresund og Kattegat) i 2009.

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	7,5	32,5	40,0	8,2	48.754	7
2	Skagerrak - Alle danske områder	1,2	7,1	8,3	8,1	10.329	15
3	Kattegat - Svenske områder	0,7	4,3	5,1	7,5	6.743	12
3	Kattegat - Alle danske områder	2,6	10,4	13,0	7,8	16.830	20
4	Nordlige Bælthav	0,7	2,6	3,3	8,5	3.909	21
5	Lillebælt	0,7	1,8	2,5	11,4	2.170	22
6	Storebælt	0,9	3,0	3,9	8,6	4.519	18
7	Øresund - Alle danske områder	0,2	0,8	1,0	7,8	1.336	14
79	Øresund - Svenske områder	0,1	0,7	0,8	8,7	950	10
8	Sydlige Bælthav	0,5	1,8	2,3	8,9	2.547	8
9	Østersøen - Alle danske områder	2,2	7,5	9,7	6,5	14.926	8
	Alle danske farvandsområder	16	68	84	8,0	105.320	12

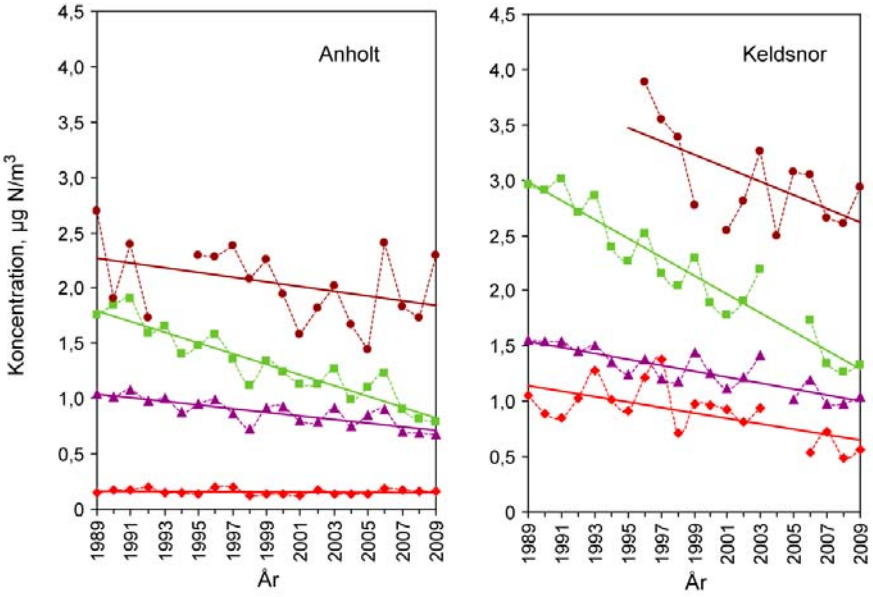
Den beregnede totale kvælstofdeposition var i 2009 på 84.000 tons, hvilket er 17 % højere end rapporteret for 2008. Dette skyldes ændringer i de meteorologiske forhold, hvilket har ført til en stigning i våddepositionen blandt andet på grund af en stigning i nedbørmængderne fra 2008 til 2009. Der er imidlertid stor forskel mellem de enkelte farvande. Således ses en stigning i depositionen på 30 % og 20 % for henholdsvis Nordsøen og Skagerrak, mens der ikke ses nævneværdige ændringer for den svenske del af Kattegat og Østersøen (-1 til 0 %).

Den samlede deposition af kvælstof til vandoverflader ved målestationen på Anholt og ved Keldsnor kan bestemmes ud fra målingerne af våddepositionen og en tørdeposition beregnet ud fra målinger af luftens indhold af kvælstofforbindelser. Disse beregninger viser, at den samlede kvælstofdeposition i gennemsnit for målestationerne var omkring 1 % højere i 2009 set i forhold til 2008. Dette er en mindre stigning end set som gennemsnit for alle danske farvandsområder. Målingerne stemmer bedre overens med de modelberegnede ændringer fra 2008 til 2009 for Kattegat (4 %) og Storebælt (8 %), hvilket vurderes at være en rimelig overensstemmelse, når de store geografiske variationer og usikkerheder på modelberegningerne tages med i betragtning.

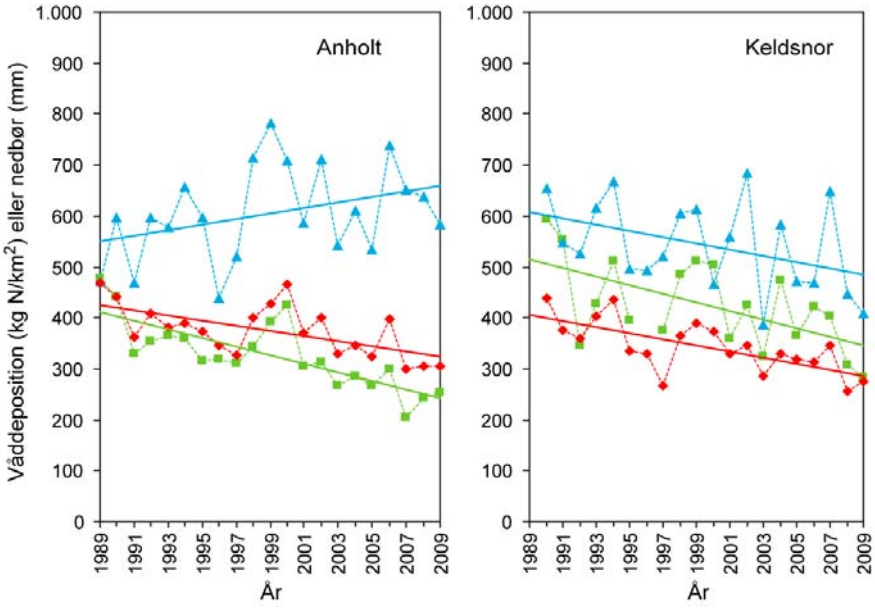
Den danske andel af depositionen er i modelberegningerne vurderet til ca. 12 %, men varierer fra 21-22 % i Lillebælt og det nordlige Bælthav til 7-8 % i Østersøen, Nordsøen og det sydlige Bælthav (*tabel 4.1*).

Udviklingen i kvælstoftilførslen vurderes primært ud fra målingerne. *Figur 4.2* viser udviklingen i målte koncentrationer i luften af ammoniak, partikulært bundet ammonium, sum nitrat (summen af salpetersyre og partikulært bundet nitrat) og kvælstofdioxid, og *figur 4.3* viser tilsvarende de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Målingerne viser en tendens til faldende våddeposition på hovedparten af målestationerne, og ved at tage gennemsnittet af alle målestationerne ses et signifikant fald. Tilsvarende ses et signifikant fald i den samlede deposition af kvælstof som middel over resultaterne fra målestationerne. Det vurderes derfor, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske kvælstofbelastning af havmiljøet på ca. 31 % for perioden 1989-2009. Der er store variationer mellem årene på grund af variationerne i de meteorologiske forhold.

Navnlig 1998 og 1999 var kendetegnet ved høj våddeposition, hvilket skyldtes store nedbørsmængder i disse år.



Figur 4.2. Årsmiddelniveauerne af koncentrationerne af ammoniak (◆), partikelbundet ammonium (■), sumnitrat (▲) og kvælstofdioxid (●) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor. Tendenslinjer er beregnet ved simpel lineær regression. Målingerne af kvælstofdioxid på Keldsnor i perioden fra 1996-2009 er foretaget i forbindelse med LMP (se *Ellermann m.fl. 2010*).



Figur 4.3. Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (◆) og den årlige nedbørsmængde (▲) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor i perioden 1989-2009. Målingerne ved Keldsnor er middel af målingerne ved Bagenkop og Føllesbjerg. 1.000 kg N km^{-2} svarer til 10 kg N ha^{-1}.

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

5 Stoftransport til og fra de indre farvande

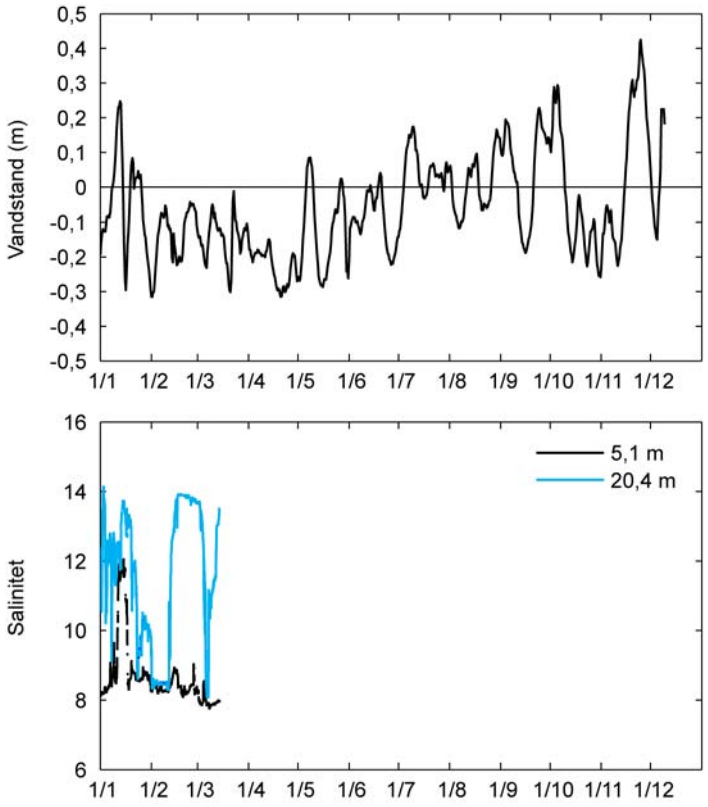
Kristine S. Madsen

Introduktion

Transporterne af vand, salt (S), total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) igennem de indre danske farvande er præget af den lagdelte strømning, variabiliteten i ind- og udstrømninger fra Skagerrak og Østersøen samt af tilførsler og den biologiske omsætning af N og P i området. Da disse transporter er betydelige i forhold til tilførsler af stoffer fra land, atmosfæren og fra den interne belastning, er der blevet udført beregninger af transporterne igennem hele NOVANA-perioden. Til bestemmelsen af stoftransporterne indgår både målinger af S, TN og TP fra en række intensive stationer, der dækkes af miljøcentrene og DMU og modelberegninger foretaget med NOVANA-havmodellen, der drives af DHI - Institut for Vand og Miljø. Nedenfor er samlet et lille udsnit af de indsamlede data, der giver en overordnet beskrivelse af den årlige transport gennem udvalgte områder samt en oversigt over variabiliteten af transporterne i årets løb. Øvrige data og rapporter er tilgængelige fra NOVANA-havmodellens hjemmeside på www.havmodellen.dk. Her kan udvalgte modelresultater downloades, og derudover er årsrapporter tilgængelige med modelresultater af temperatur, salinitet, strøm og stoftransporter for 2009 (af DHI - Institut for Vand og Miljø) samt en tilhørende evalueringsrapport af modelleringen for 2009 (af Danmarks Meteorologiske Institut). På hjemmesiden findes også en rapport, der beskriver den naturlige hydrografiske variabilitet i de danske farvande baseret på en analyse af eksisterende data, som giver en detaljeret oversigt over de generelle hydrografiske forhold i området (af Danmarks Meteorologiske Institut).

De hydrografiske forhold

Vandmassers transport gennem de indre danske farvande er i høj grad påvirket af vandstandsforholdene i Østersøen og Skagerrak. Det er kendt fra tidligere år, at variationer i vandmassernes transport reflekteres i bøjemålinger af salinitet i de indre danske farvande. Perioder med stigende vandstand i Skagerrak, pga. vindstuvning, medfører generelt en indstrømning af vand fra Skagerrak med en høj salinitet, og tilsvarende vil en lav vandstand i Skagerrak i forhold til vandstanden i den vestlige Østersø generelt medføre en kraftigere udstrømning af overfladevand fra Østersøen. I 2009 blev der indsamlet meget få bøjemålinger fra NOVANAs bøjer. Der er kun målinger fra bøjen i Hjelm Bugt, og kun for perioden 1/1-14/3. Her ses denne sammenhæng også; saliniteten i hele vandsøjlen i Hjelm Bugt var over 11 den 12-16/1, samtidig med at vandstanden var høj, mens saliniteten var under 9 den 1-11/2, samtidig med at vandstanden var lav (se *figur 5.1*). Der var desuden længere perioder med lav vandstand i april, slutningen af juni og oktober-november. I slutningen af september og starten af oktober samt i slutningen af november var der længere perioder med høj vandstand.



Figur 5.1. Øverst: Vandstandsmålinger fra Skagen filtreret med et 4 dages løbende middel.
Nederst: Salinitetsmålinger fra NOVANA-bøjen i Hjelm Bugt.

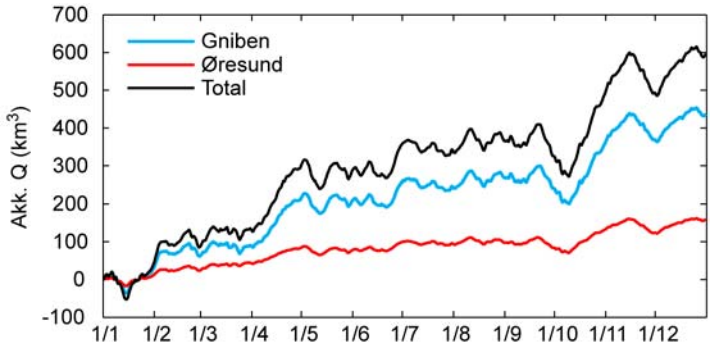
Beregninger af akkumulerede stoftransporter

Modelberegninger fra NOVANA-havmodellen for 2009 er analyseret for de akkumulerede transporter over to udvalgte snit igennem henholdsvis det nordlige Øresund fra Gilleleje til Kullen og i det sydlige Kattegat fra Gniben til Hasenøre. Transporten af ferskvand er beregnet igennem begge snit (*figur 5.2*). I løbet af året ses der en gradvis stigning i den akkumulerede transport igennem begge snit, som er forårsaget af tilførslen af flodvand til Østersøen. Den årlige langtidsmiddelafstrømning fra Østersøen er på ca. 470 km^3, mens gennemsnitstransporten i 2004-2009 ligger på 561 km^3, hvilket er knap 20 % højere end langtidsmiddelafstrømningen. Årstransporten i 2009 på 596 km^3 er altså betydeligt større end den klimatologiske værdi, men ligger inden for den mellemårlige variation. Transporterne afspejler generelt den variation, der ses fra vandstandsmålingerne i *figur 5.1*, og størstedelen af udstrømningen foregår i starten af februar, april, slutningen af juni, oktober-november og december, mens der ses en indstrømning i september-oktober og i slutningen af november.

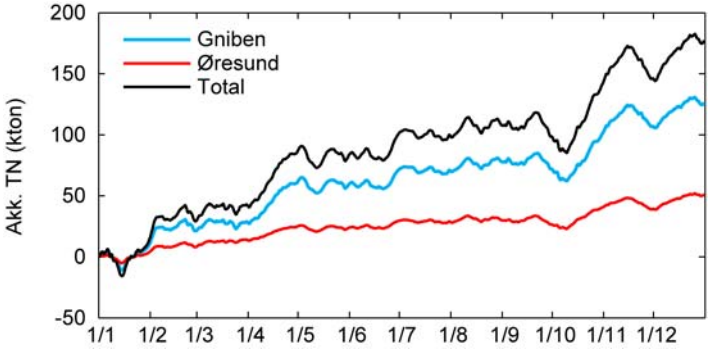
Beregninger af stoftransporter af TN og TP

Transporterne af TN og TP gennem de to snit er vist for 2009 (henholdsvis *figur 5.3* og *5.4*). Udviklingen af transporterne af TN og TP igennem året kan primært forklares ud fra variationer i vandtransporterne, idet der ses en stor overensstemmelse mellem disse (jf. *figur 5.2*). Den samlede transport af TN og TP igennem de to snit var på henholdsvis 177 og 12,9 kton i 2009, hvilket er tæt på middelværdien for perioden, der ligger på henholdsvis 175 og 12,5 kton for TN og TP. Vand- og stoftransporterne igennem Gnibensnittet var omkring 2,5 gange større end transporterne igennem Øresund.

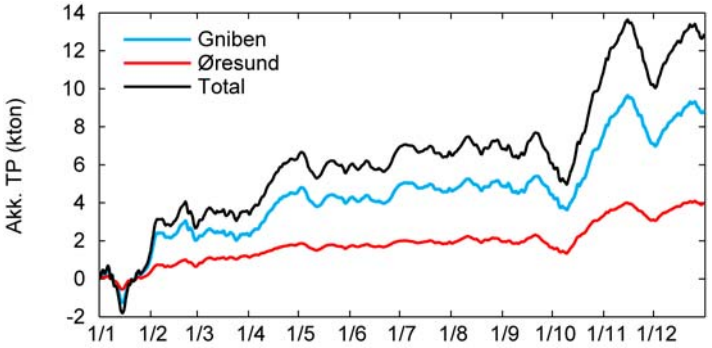
Figur 5.2. Modelberegninger af den akkumulerede transport igennem 2009 henover et snit i det sydlige Kattegat fra Gniben til Hasenøre (blå), det nordlige Øresund (rød) og den samlede transport igennem de to snit (sort).



Figur 5.3. Den årlige akkumulerede transport af TN i 2009 for henholdsvis Gnibensnittet (blå), Øresundssnittet (rød) og den samlede transport igennem de to snit (sort).



Figur 5.4. Den årlige akkumulerede transport af TP i 2009 for henholdsvis Gnibensnittet (blå), Øresundssnittet (rød) og den samlede transport igennem de to snit (sort).



Tabel 5.1. Den årlige akkumulerede transport af TN, TP og vandtransport (Q) henover Gnibensnittet og Øresundssnittet. Stoftransporterne er beregnet på basis af observerede TN-S og TP-S relationer, som sammenholdes med modelberegninger af volumenfluks og salinitet, og er angivet i kton (1 kton = 1.000 ton).

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Middel 2004-2009
	TN (kton)	TN (kton)	TN (kton)	TN (kton)	TN (kton)	TN (kton)	TN (kton)
Øresund	36	42	33	60	44	51	44
Gniben	99	180	75	166	139	126	131
Total TN	135	222	108	226	183	177	175
	TP (kton)	TP (kton)	TP (kton)	TP (kton)	TP (kton)	TP (kton)	TP (kton)
Øresund	1,7	4,0	2,3	4,8	3,2	4,0	3,3
Gniben	3,6	15,1	4,9	12,6	10,0	8,9	9,2
Total TP	5,3	19,1	7,2	17,4	13,2	12,9	12,5
	Q (km^3)	Q (km^3)	Q (km^3)	Q (km^3)	Q (km^3)	Q (km^3)	Q (km^3)
Øresund	118	146	102	198	170	159	149
Gniben	387	448	209	473	520	437	412
Total Q	505	594	311	671	690	596	561

Usikkerhed på stoftransportberegninger

Bestemmelsen af stoftransporterne af TN og TP igennem de danske farvande er foretaget på basis af en sammenstilling af målinger af S, TN og TP på repræsentative stationer med modelberegninger af volumenfluksene igennem de enkelte snit. Beregningerne foretages ved at identificere den observerede vandmasse i modellen ud fra den målte salinitet og derefter bruge de tilhørende modelberegninger af volumenfluks og målinger af TN og TP til beregning af transporterne. Usikkerheden på transporterne kan derfor tilskrives både modelberegningerne og målingerne samt usikkerheden ved selve vandmasseidentifikationen. En kvantitativ bestemmelse af usikkerhederne ville derfor kræve en nærmere analyse af modellens usikkerhed samt dennes korrelation med målinger af især TN og TP.

Datagrundlaget til dette er ikke til stede og er ikke en specifik del af NOVANA-modelleringen. Usikkerhedsbestemmelserne er derfor her baseret på en kvalitativ vurdering af de størrelser, der indgår i transportberegningerne, dvs. usikkerheden på afstrømningen til Østersøen, usikkerheden på ind- og udstrømninger i de indre danske farvande samt sammenstillingen af observerede værdier af TN, TP og salinitet i forhold til modellerede værdier af salinitet. Usikkerhedsbestemmelserne er et udtryk for den nuværende usikkerhed, der er på modelberegningerne. Den vertikalt integrerede volumenfluks (*figur 5.2*) igennem snittene vurderes at have en usikkerhed på 20 %. Tilsvarende vurderes usikkerheden på stoftransportberegningerne af TN og TP til at være på 50 %, idet der her indgår både modelberegninger af transporten på alle dybder samt målinger.

For at opnå et bedre estimat af usikkerhederne på beregninger af stoftransporterne vil det være nødvendigt at estimere usikkerhederne i modellens transport i alle dybder og dennes korrelation med fejlen i den estimerede TN og TP i hver dybde. Hvis man vil anvende observationer til at udføre en sådan analyse, vil det altså kræve et omfattende observationsprogram ved de analyserede snit og en efterfølgende analyse af data. Disse data er ikke tilgængelige i NOVANA, og analysen er som nævnt ikke en del af NOVANA-modelleringen.

Sammenfatning

- Transporter af TN, TP og vand var på niveau med de foregående år.
- I 2009 var der kun meget få salinitetsmålinger til rådighed fra bøjen med en dårlig rumlig og tidsmæssig dækning.
- Transportusikkerhederne skal undersøges yderligere, og de er genstand for igangværende forskning.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Ditte L. Jansen Petersen

Formålet med NOVANA-programmet er at dokumentere udviklingen i miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande, og den opnåede viden skal bruges som et redskab i forvaltningen af havmiljøet. Denne forvaltning er midt i en omstillingsproces. Hvor der tidligere især var fokus på at dokumentere effekterne af vandmiljøplanerne og øvrige nationale og regionale handlings- og indsatsplaner, vil der i fremtiden i højere grad blive lagt vægt på at dokumentere havmiljøets status i relation til internationale natur- og miljømål sat af EU-direktiver. Selvom denne omstillingsproces er i gang, er det stadig af afgørende betydning, at den menneskelige påvirkning af havmiljøet fortsat identificeres og tolkes så præcist som muligt.

Mange af de indikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af de klimatiske forhold. Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er bl.a. påvirket af lysindstrålingen, temperaturen, vandudvekslingen og vindforholdene, men også faktorer som overfiskeri og miljøfarlige stoffer har betydning. Nogle af disse faktorer interagerer. For eksempel er afstrømningen fra land mindre i tørre år, og dermed er udvaskningen af næringsstoffer til de danske havområder mindre end i nedbørsrige år.

Som udgangspunkt kan man opdele år til år variationen i de indikatorer, der ligger til grund for vurderingen af miljø- og naturtilstanden, i en naturlig komponent og en komponent, som afhænger af menneskets adfærd og forvaltning af vandmiljøet. Miljø- og naturkvaliteten er derfor underlagt en naturlig variation, som delvist kan skjule den påvirkning, som skyldes menneskelig aktivitet. For at få et mere retvisende billede af effekterne af vandmiljøplanerne mv. er det derfor ønskeligt at 'filtrere' den naturlige og den klimatisk betingede variation fra.

Der er lang vej til dette mål er opfyldt, og i årets rapport er det i lighed med tidligere år kun lykkedes at klimakorrigere en række pelagiske variable og indikatorer. Først og fremmest er variationer i ferskvandsafstrømningen anvendt ved klimakorrektionen, mens der for planktonalgebiomasse også er anvendt vind og solindstråling.

Analyserne 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 områder, fx fjorde og åbne havområder, som reagerer forskelligt på næringsstoftilførsler.

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

Denne rapport indeholder eksempler på nyudviklede tilstandsvurderingsværktøjer, som vil kunne anvendes i forbindelse med den fremtidige vurdering af vandområdernes tilstand i relation til vandrammedirektivet og revområders bevaringsstatus i relation til habitatdirektivet.

6 Næringsstofkoncentrationer

Jacob Carstensen

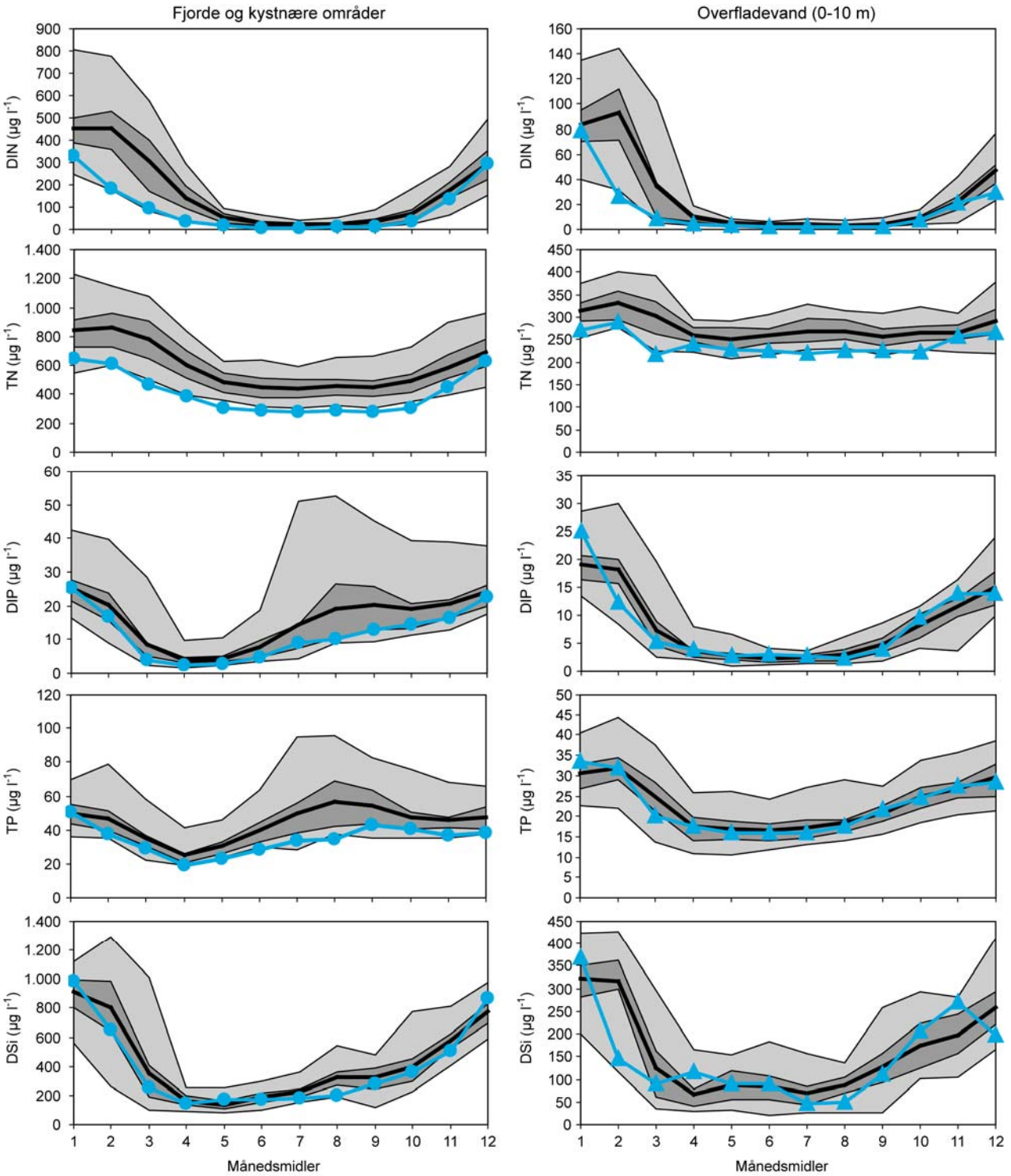
Eutrofiering skyldes hovedsageligt en øget tilførsel af næringssalte, som medfører en forøget produktion af bl.a. planktonalger i de danske farvande med deraf afledte effekter. Næringssaltkoncentrationer er derfor vigtige tilstandsvariable for at vurdere vandkvaliteten i de marine områder, idet høje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

Årsmidler af næringssaltkoncentrationer i fjorde og kystnære områder samt i de åbne farvande er beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 1*). Stationer er opdelt på de to kategorier 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 næringsstofkoncentrationerne (*Bilag 1*). Tidslig udvikling er analyseret ved Kendalls τ-test for perioden 1989-2009.

Året der gik – 2009

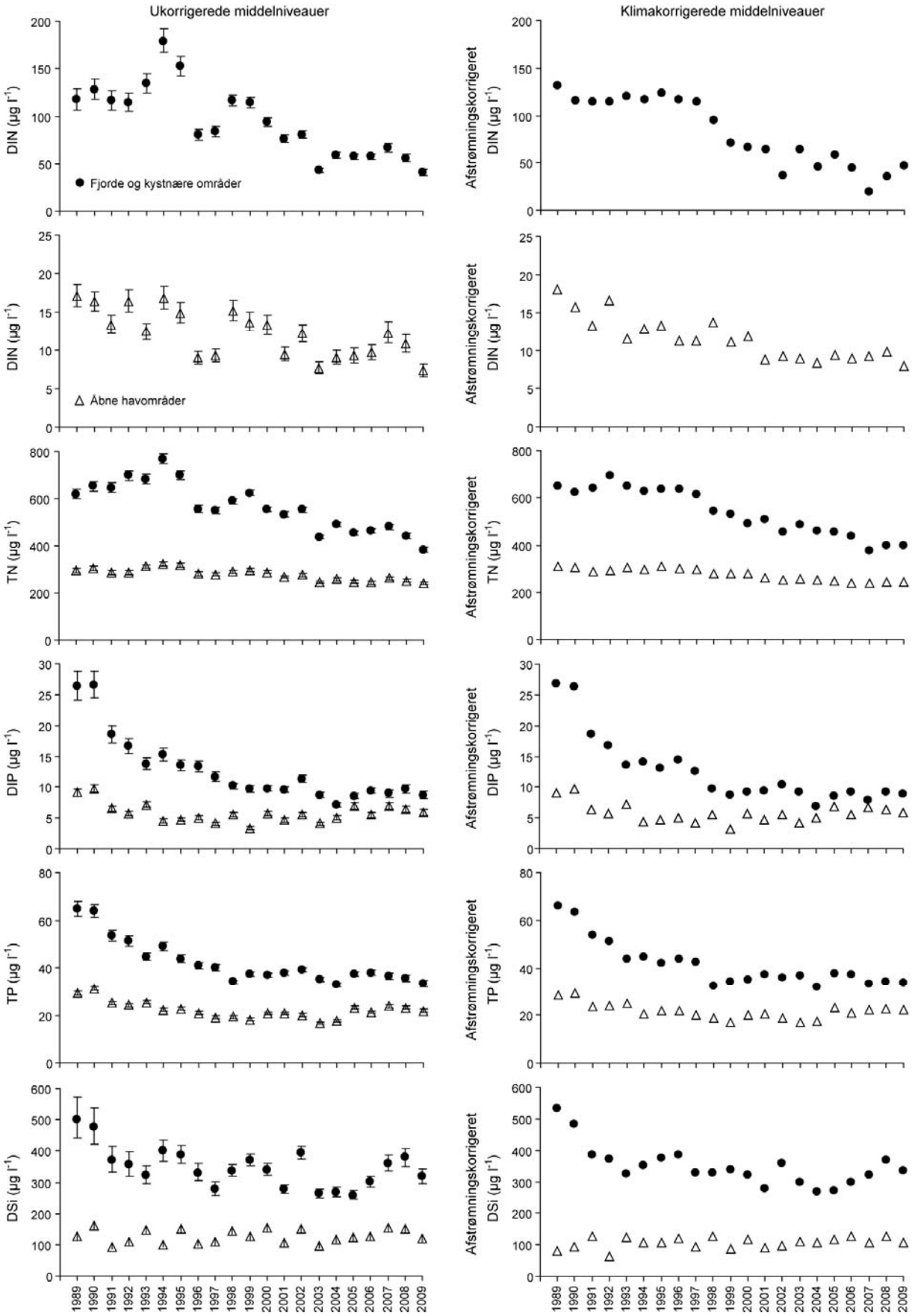
Da både kvælstof- og fosforkoncentrationerne har været faldende siden midten af 1990'erne, er niveauerne for 2009 forventelig lavere end langtidsmidlerne (1989-2008). For at vurdere sæsonfordelingen i 2009 er månedsmidlerne for 2009 sammenholdt med fordelingen af månedsmidler fra de tidligere år (*figur 6.1*).

Kvælstofkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var generelt lave og væsentlig under langtidsmidlerne i hele året med undtagelse af november og december, hvilket skyldes den store afstrømning i november. DIN-månedsmidlerne for maj-juli 2009 var de hidtil laveste, og TN-månedsmidler var lavere end alle tidligere år fra marts frem til oktober. Kvælstofkoncentrationerne i de åbne farvande var lave, om end knap så rekordlave som i fjorde og kystnære områder. Alligevel var flere af DIN- og TN-månedsmidler mellem februar og oktober de hidtil laveste. Den store afstrømning i november betød ligeledes, at kvælstofkoncentrationerne i de åbne farvande i november og december var på niveau med langtidsmidlerne.



Figur 6.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi i 2009 (blå) sammenholdt med tidligere år (1989-2008) for fjorde og kystnære områder (0-10 m) og overfladevandet i de indre danske farvande (0-10 m). Fjorde og kystnære områder er i alle grafer afbildet med cirkler, mens åbne farvande er markeret med trekanter. Variationen i månedsmidlerne for tidligere år er angivet med minimum og maksimum, nedre og øvre kvartil samt middelværdien (fed sort linje).

Sammenholdt med tidligere år var fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder også lave i 2009. Både DIP- og TP-koncentrationerne var under langtidsmidlerne, og juni og august havde de hidtil laveste TP-månedsmidler. Derimod var fosforkoncentrationerne i de åbne farvande i 2009 på niveau med langtidsmidlerne uden bemærkelsesværdige ændringer i fordelingen henover året.



Figur 6.2. Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi (figurer i venstre kolonne) i overfladevandet (0-10 m) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95 % konfidensgrænser. Fjorde og kystnære områder er i alle grafer afbildet med cirkler, mens åbne farvande er markeret med trekanter. For DIN er fjorde og kystnære områder afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige akser.

DIP-niveauet i fjorde og kystnære områder var kun 50 % højere end niveauet i overfladen for de åbne farvande, hvilket er betydeligt mindre end i starten af 1990'erne, hvor det var 2-3 gange højere i fjorde og kystnære områder end i de åbne farvande. Iltforholdene ved bunden var i 2009 de bedste i de sidste 10 år for fjorde, kyster og i de åbne farvande, og det er derfor mindre sandsynligt, at de relativt høje fosforkoncentrationer udelukkende skyldes øget frigivelse fra sedimenterne (ref. *kapitel 8*).

DSi-koncentrationerne i overfladevandet var normale i 2009, selvom månedsmidlerne i de indre åbne farvande afveg lidt fra det traditionelle sæsonmønster. Det kraftige fald i DSi-koncentrationen i februar måned skyldes formentlig en kraftig forårsopblomstring af kiselalger (ref. *kapitel 7*).

I bundvandet for de åbne farvande var koncentrationerne af de uorganiske næringssalte normale i forhold til tidligere år, dog med svagt højere koncentrationer i september måned. Dette indikerer, at der på trods af faldende næringssaltkoncentrationer i overfladelaget stadig er en væsentlig intern belastning i systemet.

På DMU's januar-togt var DIN-koncentrationerne i bundvandet nord for Læsø relativt lave (~100 µg l^{-1}), og Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Instituts (SMHI) togter i de følgende måneder viste lave DIN-niveauer (< 150 µg l^{-1}) og høje saliniteter (> 33) i det meste af bundvandet i Kattegat. I midten af marts måned blev der kortvarigt observeret svagt forhøjede DIN-koncentrationer ved saliniteter omkring 33 i Læsø Rende (station 40302), som kunne indikere indstrømmende vand fra Den jyske Kyststrøm. Denne vandmasse kunne dog ikke efterfølgende spores til andre stationer længere sydpå. Der er derfor ingen indikationer af, at vandmasser med ophav i Den jyske Kyststrøm skulle have påvirket næringssaltkoncentrationerne i bundvandet væsentligt i de indre danske farvande i 2009. Påvirkningen fra Den jyske Kyststrøm på bundvandet i de indre danske farvande er størst ved kraftig vind fra sydvestlige retninger, og vindtransporten i de første måneder af 2009 (ref. *kapitel 2*) antyder da også, at påvirkningen har været lav.

Som helhed var kvælstofkoncentrationerne i 2009 meget lave for både fjorde, kystnære områder og de indre danske farvande frem til november, hvor stor afstrømning fra land bragte kvælstofkoncentrationerne op til et mere normalt niveau. Fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var også relativt lave, hvorimod de var mere normale i de åbne farvande.

Udvikling i fjorde og andre kystnære områder

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, og DIN- og TN-årsmidler for 2009 var de hidtil laveste (*figur 6.2*). Kvælstofniveauerne var faktisk lavere end i det tørre 2003, selvom ferskvandsafstrømningen i 2009 var 17 % højere. Årsmidlen for TN var i 2009 for første gang under 400 µg l^{-1}, og DIN- og TN-koncentrationerne i 2009 var kun 36 % og 62 % af middelniveauet for 1989-2002.

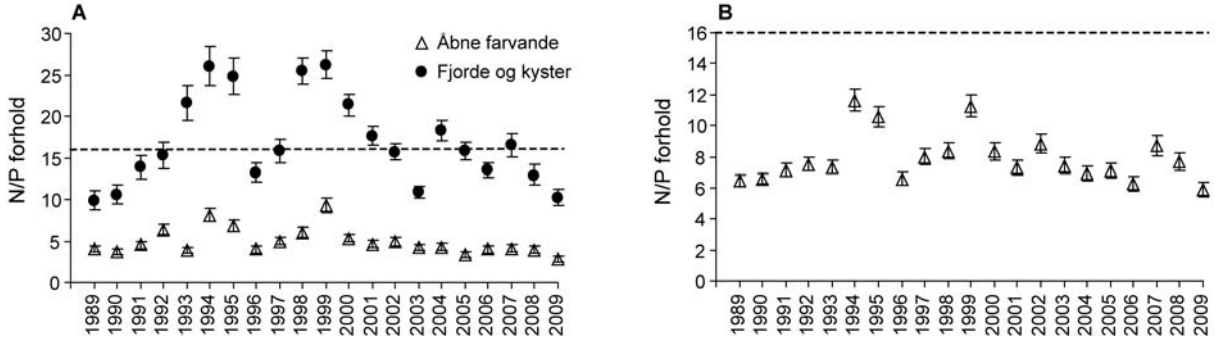
Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, var kvælstofniveauet i 2009 på niveau med de senere år, således at de meget lave koncentrationer i 2009 hovedsageligt skyldes den ringe nedbør.

Sammenlignes de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer i 2009 med 1989-2002, er der sket et fald på 53 % og 33 % for henholdsvis DIN og TN, men der er en stagnerende tendens for de afstrømningskorrigerede kvælstofkoncentrationer omkring et niveau på 40 µg l^{-1} for DIN og 400 µg l^{-1} for TN.

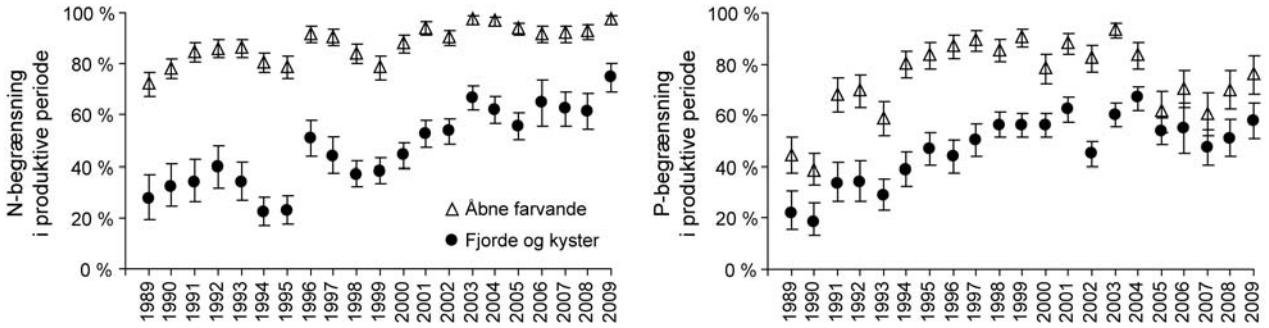
Middelniveauet for DIP og TP har ligget stabilt omkring henholdsvis 10 µg l^{-1} og 35 µg l^{-1} efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 1990'erne, og niveauerne i 2009 svarede til middelniveauet for de sidste 10 år. I forhold til 1989 var fosforkoncentrationerne i 2009 dog reduceret betragteligt med 67 % for DIP og 49 % for TP.

DSi-niveauerne har varieret mellem 250 og 400 µg l^{-1} siden starten af 1990'erne og niveauet i 2009 (317 µg l^{-1}) var ikke usædvanligt. Korrigeres der for afstrømningen, var DSi-niveauet 10 % højere end 2004-2008. Set over hele perioden udviser de afstrømningskorrigerede DSi-koncentrationer et mindre fald fra omkring 400 til 300 µg l^{-1}. Dette kunne skyldes en svagt stigende mængde kiselalger i fjorde og kystnære områder (ref. *kapitel 7*).

Forholdet mellem DIN og DIP toppede i 1999 og har i de senere år stabiliseret sig lige under Redfield-forholdet 16:1 (*figur 6.3A*). Dette er en konsekvens af de to forskellige tidslige forløb: 1) DIP faldt frem til midten af 1990'erne og derefter stabilisering og 2) DIN faldt fra midten af 1990'erne frem til ca. 2003 og derefter stabilisering. Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende i perioden fra omkring 1998 til 2003, hvorefter kvælstof har været potentielt begrænsende i ca. 60 % af den produktive periode (*figur 6.4*). På grund af de lave kvælstofkoncentrationer steg den potentielle kvælstofbegrænsning til 75 % i 2009. Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i ca. 50 % af den produktive periode. De lidt lave fosforkoncentrationer i 2009 medførte dog en svagt øget potentiel fosforbegrænsning. Således har den lave afstrømning i 2009 generelt bevirket en øget begrænsning af planteplanktonets vækst for hovedsageligt kvælstof, men også fosfor.



Figur 6.3. Forholdet mellem opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) overfladevandet (0-10 m) og B) bundvandet (> 15 m) beregnet ved tresidet variansanalyse (se *Bilag 1*) efter log-transformation. Middelværdi og 95 % konfidensgrænser for dette forhold er angivet med trekanter for åbne farvande og cirkler for fjorde og kystnære områder. Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet.



Figur 6.4. Potentiel begrænsning af kvælstof og fosfor 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). Fjorde og kystnære områder er afbildet med cirkler, mens åbne farvande er markeret med trekanter.

De ukorrigerede næringsstofkoncentrationer udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2009 – mest signifikant for fosfor. De afstrømningskorrigerede niveauer udviste endvidere alle stærkt signifikante fald ($P < 0,0001$), med undtagelse af DSi ($P = 0,0005$). Den potentielle næringssaltbegrænsning over perioden 1989-2009 var kun signifikant stigende for kvælstof, idet stagnationen i P-begrænsningen siden 1998 har medført en ikke-signifikant tendens.

Udvikling i åbne farvande

Kvælstofkoncentrationerne i 2009 var de hidtil laveste for overfladelaget i de indre danske farvande. Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring 10 µg l^{-1} siden 2000, og TN har ligeledes stabiliseret sig omkring 250 µg l^{-1}. Sammenholdt med perioden 1989-2008 var kvælstofkoncentrationerne i 2009 ca. 41 % lavere for DIN og 14 % lavere for TN (*figur 6.2*).

De afstrømningskorrigerede DIN-koncentrationer i 2009 var de hidtil laveste (8 µg l^{-1}), hvorimod de afstrømningskorrigerede TN-koncentrationer var på niveau med de senere år (245 µg l^{-1}). De afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer har været faldende stort set siden 1989, dog med en tendens til stagnation i de senere år, hvilket for DIN og TN har resulteret i et forventet niveau på omkring henholdsvis 9 µg l^{-1} og 240 µg l^{-1} for et år med middel afstrømning.

DIP og TP har stabiliseret sig omkring 6 µg l^{-1} og 20 µg l^{-1}, dog med en stigende tendens i de senere år, hvilket skyldes stigende fosforniveauer i Østersøen og stigende N-begrænsning i kystzonen, hvorved eksporten af fosfor fra kystzonen formentlig er steget.

DSi-niveauet har i hele perioden ligget stabilt mellem 100-150 µg l^{-1}, og 2009 var med 120 µg l^{-1} et ganske almindeligt år. For de afstrømningskorrigerede DSi-koncentrationer har der igennem perioden (1989-2009) været en svagt stigende tendens, hvilket kan skyldes faldende DIN-niveauer og dermed større overskud af DSi.

Udviklingen i forholdet mellem DIN og DIP var langt mindre systematisk sammenlignet med fjorde og kystnære områder, dog kendetegnet ved høje værdier i afstrømningsrige år og tendens til stabilisering omkring et forhold lige under 4:1 (*figur 6.3A*).

De faldende koncentrationer af næringsstoffer i vandet har resulteret i stigende potentiel næringssaltbegrænsning (*figur 6.4*). Væksten af plante-

plankton har siden 2001 været potentielt begrænset af kvælstof i > 90 % af den produktive periode, og 2009 havde den hidtil største potentielle kvælstofbegrænsning. Den potentielle fosforbegrænsning i 2009 (77 % af den produktive periode) var den største i de sidste 5 år men stadig et stykke under niveauet i perioden 1994-2004, hvor den potentielle fosforbegrænsning var højest (86 % af den produktive periode).

Der er observeret signifikant faldende niveauer for DIN, TN og TP, både for de afstrømningskorrigerede og ukorrigerede, hvorimod DIP og DSi ikke udviser nogen tendens. De stigende DIP-niveauer i de seneste år har derfor ændret den faldende tendens i tidligere rapporter. Således er den potentielle begrænsning af algevæksten kun signifikant stigende for kvælstof, hvorimod faldende potentiel P-begrænsning har ændret den signifikante tendens fra tidligere år.

Udvikling i bundvand i de indre farvande

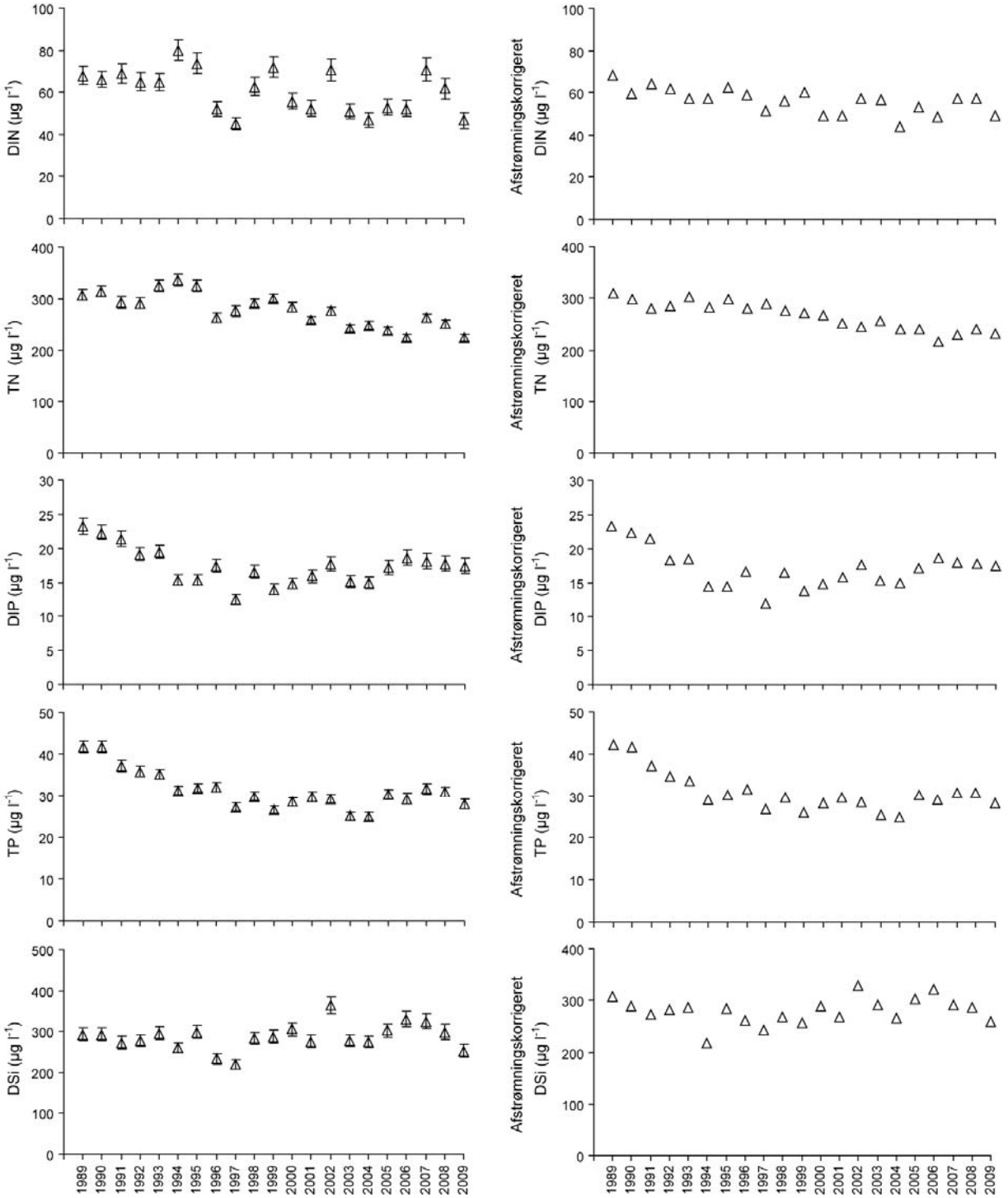
Kvælstofkoncentrationerne i 2009 var de laveste hidtil for både DIN og TN, og for de afstrømningskorrigerede værdier var DIN den laveste hidtil og TN-niveauet blandt de laveste (*figur 6.5*). Generelt var kvælstofniveauet i bundvandet ca. 15 % lavere end de tidligere år (1989-2008). Faldet i kvælstofkoncentrationerne i de senere år er dog langt fra så kraftigt som tidligere, og DIN- og TN-niveauerne ser ud til at have stabiliseret sig omkring 50 µg l^{-1} for DIN og 230 µg l^{-1} for TN.

Det relativt lave DIN-niveau bekræfter, at påvirkningen fra Den jyske Kyststrøm har været lille i 2009. Selvom DIN-koncentrationen i Den jyske Kyststrøm stadig er relativ høj sammenlignet med almindeligt Skagerrak-vand, så er den karakteristiske DIN-koncentration for denne vandmasse faldet fra ca. 250 µg l^{-1} siden 1989 til 150-200 µg l^{-1} i de seneste år.

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}, hvilket skal ses i relation til generelt stigende iltsvind i perioden og øgede DIP-koncentrationer i Østersøen. I 2009 var DIP-niveauet ikke specielt højt i forhold til de seneste år, hvilket skyldes de relativt gode iltforhold. TP-koncentrationen i 2009 var normal sammenlignet med perioden 1997-2008, efter at TP-niveauet faldt ca. 30 % fra 1989 til 1997. I de seneste 10 år har niveauet været stigende fra 25 til 30 µg P l^{-1}.

Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for hele perioden som helhed, men ligesom for DIP har der været en faldende tendens frem til 1997 efterfulgt af stigende koncentrationer. 2009 havde dog det laveste niveau i de seneste 10 år, både med og uden korrektion for ferskvandsafstrømning. Faldende DIN-koncentrationer i de seneste 10 år kan bevirke, at mindre DSi bliver partikulært bundet ved produktion af kiselalger og dermed bliver den interne tilførsel af DSi fra remineralisering af sedimenterede kiselalger mindre. DIP- og DSi-koncentrationerne er formentlig også relateret til ændrede N/P/Si-forhold i Østersøen og Skagerrak.

Forholdet mellem DIN og DIP har været stigende frem til 1999 og derefter faldende, og i 2009 var forholdet det hidtil laveste siden 1989 (*figur 6.3B*). Koncentrationerne af DIN, TN og TP er faldet signifikant gennem hele perioden, både uden og med afstrømningskorrektion ($P < 0,05$).



Figur 6.5. Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de indre farvande (figurer i venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95 % konfidensgrænser.

Sammenfatning

- Koncentrationerne af næringssalte i 2009 var generelt lave, specielt for kvælstof. En forholdsvis stor afstrømning fra land i november og december betød, at næringssaltene i årets sidste to måneder var på niveau med tidligere år.
- Påvirkningen af vandmasser fra Den jyske Kyststrøm i de indre danske farvande i 2009 har efter al sandsynlighed været ubetydelig.

- 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.
- Disse resultater tilskrives i stor udstrækning spildevandsrensning af fosfor (Vandmiljøplan I) og en reduktion i landbrugets kvælstofoverskud (Vandmiljøplan I og II). Der er altså en tydelig positiv effekt af den danske indsats. Tilsvarende initiativer i vore nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande. Eksempelvis er DIN-niveauet i vandmasserne fra Den jyske Kyststrøm reduceret væsentlig gennem årene pga. reducerede tilførsler fra de centraleuropæiske floder.
- Uorganisk fosfor- og siliciumkoncentrationer i bundvandet for de indre danske farvande er steget i de senere år, hvilket skyldes øget kvælstofbegrænsning og frigivelse fra sedimenterne, foruden ændrede forhold mellem næringssaltene i Østersøen og måske også i Nordsøen.
- Den potentielle fosforbegrænsning er faldet de senere år i fjorde og kystnære områder samt de åbne farvande.

7 Pelagisk produktion og sigtdybde

Peter Henriksen, Lars Mølgaard Storm & Jacob Carstensen

Introduktion

Planktonalger er det første led i den pelagiske fødekæde. De fungerer som 'planter', idet de indeholder kloroplaster (grønkorn) og benytter solens lysenergi samt næringsstoffer i vandet til deres vækst. Nogle af planktonalgerne ernærer sig dog desuden eller udelukkende som 'dyr' ved at æde andre organismer. Planktonalger er kendetegnede ved en meget kort generationstid. Derfor reagerer disse organismer meget hurtigt på forhold, der påvirker deres vækst, fx ændrede tilførsler af næringsstoffer og lysindstråling. Primærproduktionen i de frie vandmasser er et mål for planktonalgernes vækst, og vandets koncentration af klorofyl *a*, det grønne farvestof i grønkornene, benyttes som en indikator for den samlede mængde af planktonalger. Mængden af planktonalger i vandet vil påvirke sigtdybden eller vandets klarhed, der ofte benyttes til vurderingen af miljøtilstanden i havmiljøet.

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

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

Vandets klarhed (sigtdybde), mængden af planktonalger i vandet (klorofyl) og algevæksten (primærproduktion) benyttes til at beskrive miljøtilstanden i marine områder. Disse parametre repræsenterer et fælles hjørne af det marine økosystem, idet en høj primærproduktion ofte medfører en høj klorofylkoncentration, og en stor mængde alger i vandet medfører en reduceret sigtdybde. Således kan data for klorofyl hhv. sigtdybde betragtes som afledte effekter af primærproduktion. Dette forsimplede system beskriver dog ikke tabsprocesser såsom fx græsning fra dyreplankton. Alle tre parametre påvirkes af variationer i næringsstoftilførslen, som igen er relateret direkte til ferskvandsafstrømning (ref. *kapitel 3*).

Data fra den nye fælles database for overfladevandsdata, ODA, og den nationale marine database, MADS (inkl. svenske data for alle måneder i løbet af året fra SMHI), er benyttet til at beskrive udviklingen fra 1989 og frem til og med 2009. Til beskrivelsen af primærproduktion, klorofyl og sigtdybde er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringsstofkoncentrationer, hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde, kystvande og åbne farvande (*Bilag 1*). Relationen mellem parametrene og afstrømningen blev undersøgt og benyttet til at korrigere for klimaet i de enkelte år, og udviklingen over årene blev analyseret vha. Kendalls τ-test (*Ærtebjerg m.fl. 2005*). Metoden inddrager således ikke andre klimatiske forklaringsvariable.

Sigtdybde, klorofyl og primærproduktion

For hele perioden 1989-2009 har sigtdybden ikke ændret sig signifikant. Dette gælder både med og uden klimakorrektion. Klimakorrigeret middelsigtdybde var hhv. 7,4 m for de åbne farvande og 4,2 m i fjordene (*figur 7.1A* og *B*).

Den gennemsnitlige klimakorrigerede sigtdybde for 2009 var 6,9 m i de åbne farvande og lige over 4,2 m for fjordene, hvilket er en forbedring i forhold til værdierne for 2008 på 0,3 og 0,2 m for hhv. de åbne farvande og fjordene. Den klimakorrigerede sigtdybde har været signifikant faldende siden 2001 ($P < 0,05$) i begge farvandstyper.

Klorofyl

Klorofylkoncentrationerne i de åbne farvande har hidtil ligget tilsvarende jævnt fordelt over årene uden signifikante tendenser for klimakorrigerede værdier. For de åbne farvande var middelkoncentrationen lige under 1,9 µg l^{-1} igennem hele perioden 1989-2009, og for 2009 var middelkoncentrationen det samme (*figur 7.1C og D*).

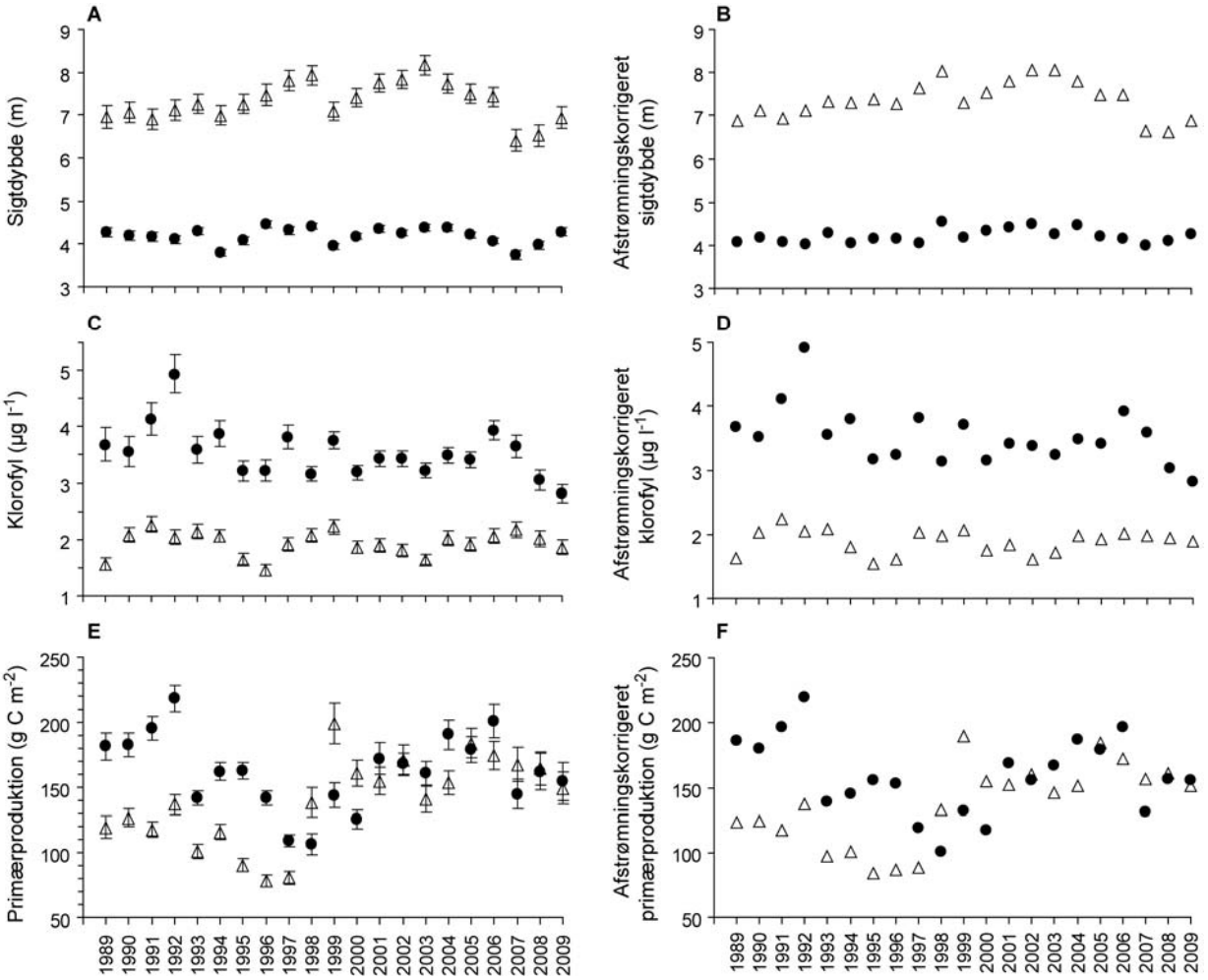
I 2009 faldt koncentrationen i fjordene til gengæld til 2,8 µg l^{-1}, som er det laveste målte niveau for andet år i træk. Dette betyder, at der er et signifikant fald i den klimakorrigerede klorofylkoncentration ($P < 0,05$) for fjordene set over hele perioden, hvor middelkoncentrationen fra 1989-2009 var 3,6 µg l^{-1}.

Primærproduktion

Primærproduktion er et emneområde, der ikke er sikret i et fælles fagsystem, som fx vandkemidata. De analyserede data er de data, der er indberettet til MADS-databasen gennem årene. I 1998 blev beregningsmetoden ændret, og det har senere vist sig at have betydning for resultatet, som ligger på et helt andet niveau end tidligere (*Ærtebjerg 2007*). Dette er først kommet til udtryk, efter at tidsserien har fået en vis længde, men det er ikke muligt at genberegne data før 1998, og derfor beskrives kun forløbet fra 1998-2009.

Primærproduktionen har siden 1998 vist en svagt stigende tendens indtil 2007, men de sidste par år har dette mønster været brudt (*figur 7.1E* og *F*). Den gennemsnitlige primærproduktion for denne i alt 12-årige periode var hhv. 159,4 g C m^{-2} $år^{-1}$ og 153,9 g C m^{-2} $år^{-1}$ i de åbne farvande og fjordene.

For de åbne farvande lå primærproduktionen i 2009 på 151,7 g C m^{-2} $år^{-1}$, hvilket var ca. 10 g C m^{-2} $år^{-1}$ mindre i forhold til 2008. I fjordene var den årlige gennemsnitlige primærproduktion i 2009 på 155,4 g C m^{-2} $år^{-1}$, og dette var en forøgelse på 4 g C m^{-2} $år^{-1}$ i forhold til 2008. Derved lå primærproduktionen i 2009 tæt på den årlige gennemsnitlige produktion for hele perioden i fjordene, mens produktionen i de åbne farvande lå under gennemsnittet.

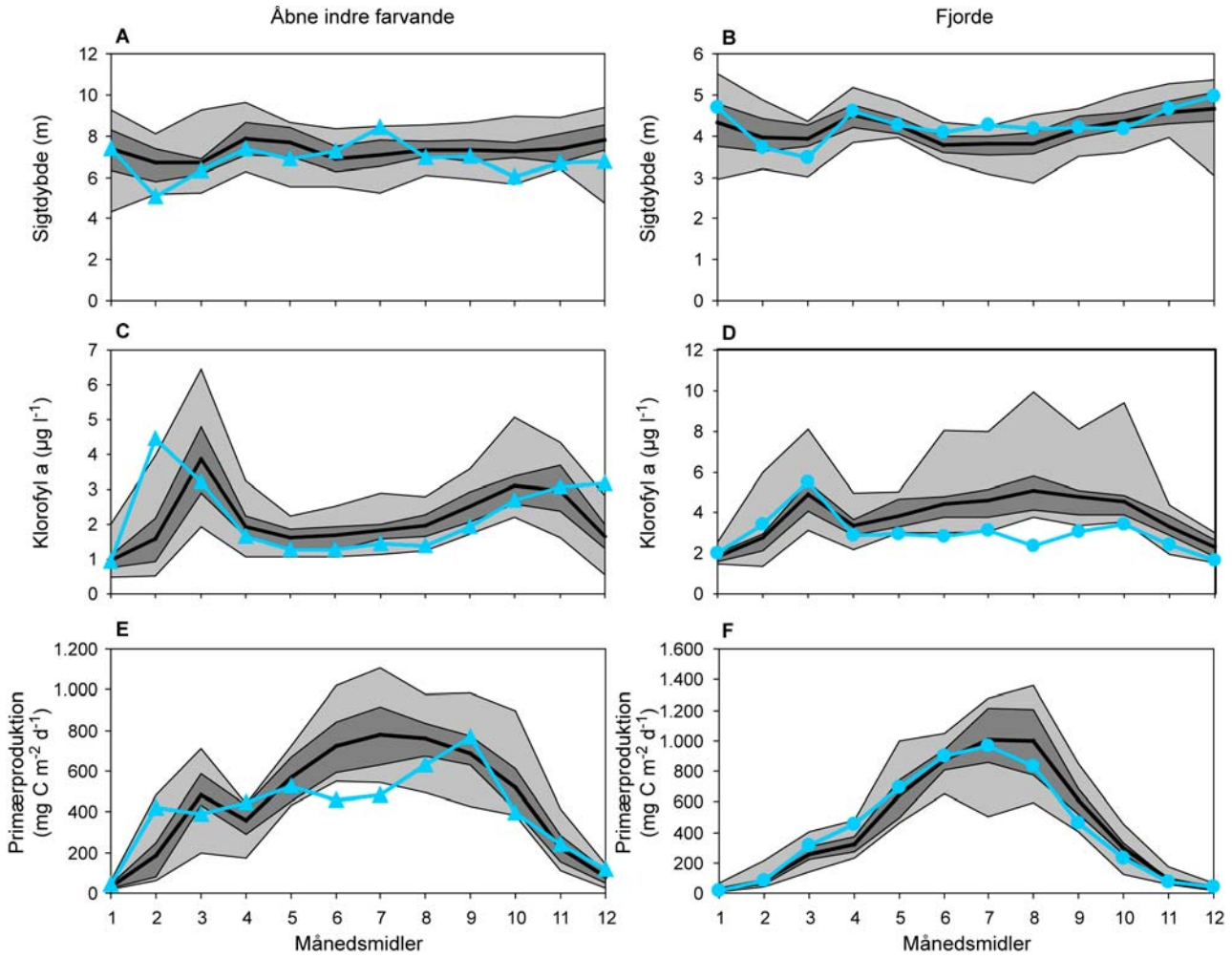


Figur 7.1. Udviklingen af årlige gennemsnitlige værdier for de åbne indre farvande (Δ) og for fjorde (●). Observerede værdier ± 95 % konfidensintervaller (A+C+E) og afstrømningskorrigerede værdier (B+D+F) for sigtdybde, klorofylkoncentration og primærproduktion.

Udviklingen i 2009

Sæsonfordelingen i løbet af 2009 fulgte nogenlunde udviklingen over året, som det har forløbet siden 1989, men var også på flere måder usædvanlig både med hensyn til størrelsen af observerede værdier og timingen (*figur 7.2*).

For sigtdybde startede året i de tre første måneder med et fald i februar i de åbne farvande og i februar/marts i fjordene i forhold til langtidsgennemsnittet, hvorefter sigtdybden igen steg (*figur 7.2A+B*). Denne forbedring af sigtdybden kommer som en følge af afslutningen på forårsopblomstringen.



Figur 7.2. Udviklingen af sæson-middelværdier for 2009 (blå kurve) for de åbne indre farvande (▲ A+C+E) og for fjorde (● B+D+F) samt langtidsmiddelværdier for perioden 1989-2008 (sort kurve). Lysegrå skravering: minimum- og maksimumværdier (1989-2008). Mørkegrå skravering: 25 % fraktil og 75 % fraktil (1989-2008). For primærproduktion er perioden 1998-2008.

I de åbne farvande forløb sommeren almindeligt i den første del, dog blev sigtdybden en anelse forbedret i juli måned til 8,4 m, som kan hænge sammen med en meget lav primærproduktion i juni/juli måned. Herfra faldt den gennemsnitlige sigtdybde i de åbne farvande til værdier, som lå lidt under middel for hele perioden.

I fjordene sås et beskedent fald frem til juni måned, hvorefter sigtdybden var næsten konstant hen i oktober efterfulgt af en stigning op mod det normale niveau i november (4,7 m) og lidt over normalen i december.

Klorofylkoncentrationen fulgte stort set mønstret for et normalt år i de åbne farvande. Der var dog afvigelser med en rekordhøj klorofylkoncentration omkring forårsopblomstringen allerede i februar, som formentlig var kiselalger, da det korrelerer med lave koncentrationer af Si (*kapitel 6*) samt en top i december måned, som også overgik tidligere resultater (*figur 7.2C*).

Til gengæld var der i fjordene gennemgående meget lave koncentrationer fra april og resten af året, der var mere end 1 µg l^{-1} under den gennemsnitlige koncentration (*figur 7.2D*). Marts toppede i forbindelse med forårsopblomstringen, og i august var der kun 2,4 µg l^{-1}, hvilket er den laveste registrerede koncentration i fjordene.

Primærproduktionen udviklede sig lidt usædvanligt i forhold til tidligere år, specielt i de åbne farvande (*figur 7.2D+E*). Normalt ses en top i forbindelse med forårsopblomstringen i marts og et efterfølgende fald. Denne top fandtes allerede i februar, og 2 måneder senere var produktionen også steget en smule, hvilket medførte den højest målte primærproduktion på 444 mg C m^{-2} d^{-1} i april. Efterfølgende var primærproduktion næsten konstant frem til og med juli med ca. 450 mg C m^{-2} d^{-1}. Juni og juli oplevede rekordlave produktionsrater på hhv. 455 og 480 mg C m^{-2} d^{-1}. Herefter steg produktionen frem mod et normalniveau i resten af året med maksimum i september efterfulgt af et fald frem til december.

I fjordene fulgte primærproduktionen i 2009 udviklingen, som den har foregået i perioden 1998-2008, dog med et lidt lavere niveau fra august til og med oktober.

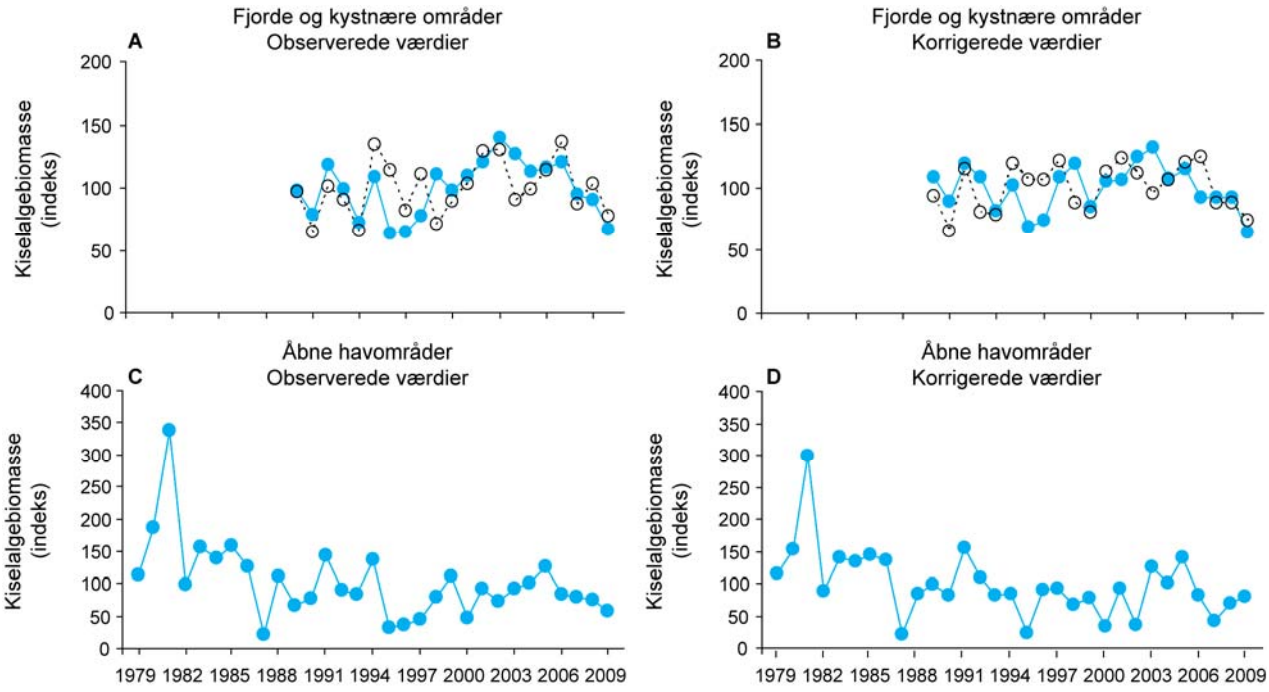
Biomasse af kiselalger

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

Betragtes samtlige fjorde under ét, bortset fra Ringkøbing Fjord, hvor der midt i 1990'erne skete et markant strukturskifte som følge af ændret slusepraksis, har biomassen af kiselalger siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens til stigning eller fald (*figur 7.3A*).

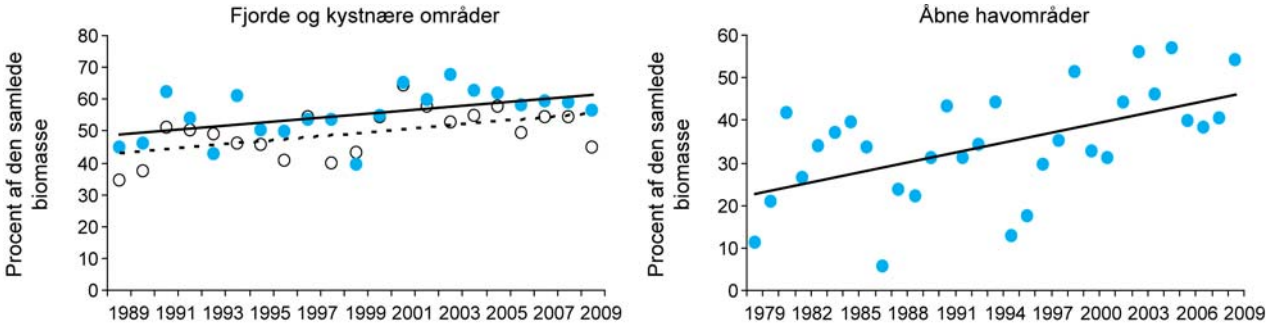
I fjorde og kystområder hang kiselalgebiomassen i perioden 1989-2009 signifikant ($P < 0,05$) sammen med afstrømningen og indstrålingen. Der var regionale forskelle i sammenhængen, idet kiselalgebiomassen i de østjyske fjorde og kystnære stationer i Kattegat bedre kunne forklares med afstrømningen (positiv sammenhæng) og vind (negativ sammenhæng). Efter korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (afstrømning og hhv. indstråling eller vindhastighed i tredje potens) viste kiselalgeindekserne stadig år til år variationer uden overordnet tendens til fald eller stigning siden 1989 (*figur 7.3B*).

I de åbne farvande er biomassen af kiselalger faldet fra 1979 til 2009 (*figur 7.3C*). Mest markant var faldet i perioden indtil midt i 1980'erne. Biomassen af kiselalger har siden 1979 korreleret med afstrømningen. Både den observerede og den klimakorrigerede kiselalgebiomasse (*figur 7.3D*) er faldet signifikant siden 1979 ($P < 0,05$ for begge indeks). Betragter man alene perioden efter 1986, er der dog ikke tale om signifikante fald i biomassen.



Figur 7.3. Udviklingen i årlige gennemsnitsbiomasser af kiselalger i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i de indre farvande (C og D). For fjorde og kystnære områder er der i A vist indeks for alle fjorde minus Ringkøbing (= åbne symboler) samt for østjyske fjorde og kystnære områder (lukkede symboler). Biomassen er beskrevet ved et indeks, der tager højde for forskelle i biomasseniveauer imellem stationer (se *Bilag 1*). Figurerne A og C viser udviklingen i biomasseindeks, og figurerne B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer.

Der er igennem overvågningsperioden sket ændringer i sammensætningen af planktonalgerne. Kiselalgernes bidrag til den samlede planktonalgebiomasse har varieret fra år til år (specielt i de åbne farvande) og været signifikant stigende i alle områder (*figur 7.4*). Denne ændring i sammensætning kan have betydning for de zooplanktonorganismer, der æder planktonalgerne. 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 planktonalger i højere grad ædes af små encellede zooplanktonorganismer.



Figur 7.4. Udviklingen i kiselalgers procentvise bidrag til den samlede planktonalgebiomasse (årsbiomasse) i fjorde og på åbne havstationer i de indre farvande. For fjorde og kystnære områder er udviklingen siden 1989 vist for alle fjorde minus Ringkøbing (= åbne symboler og stiplet linje) samt for østjyske fjorde og kystnære områder (lukkede symboler og fuldt optrukket linje).

Forekomst af potentielt toksiske arter i 2009

I 2009 blev der registreret høje koncentrationer af to grupper af potentielt fisketoksiske planktonalger: '*Chattonella* sp.' (= *Pseudochattonella farcimen*) og slægten *Chrysochromulina*. '*Chattonella*' forekom allerede i januar i Øre-

sund i en koncentration på 0,2 mio. celler l^{-1}. I marts fandtes de højeste koncentrationer i det nordlige Lillebælt og Odense Fjord (hhv. 3,5 og 2,2 mio. celler l^{-1}), mens årets højeste registreringer var i Vadehavet i april med 7,9 og 6,4 mio. celler l^{-1} ved hhv. Sønderho Øst og Hjerting. I Skive Fjord blev der fundet 1,9 mio. celler l^{-1} i juni.

Chrysochromulina spp. blev fundet i koncentrationer > 1 mio. celler l^{-1} i perioden marts-august i det nordlige Lillebælt og fra april til juli i Århus Bugt. De største forekomster i 2009 fandtes i september i Hevring Bugt samt Vejle Fjord (hhv. 9,0 og 5,3 mio. celler l^{-1}).

Der var i 2009 generelt lave forekomster af dinoflagellater af slægten *Dinophysis*, der er kendt for at producere toksiner, som ved opkoncentrering i muslinger kan forårsage diarréfremkaldende skaldyrsforgiftning. De mest markante forekomster af *Dinophysis* var 2.300 celler af *D. norvegica* l^{-1} i Vejle Fjord samt 3.200 *D. acuminata* celler l^{-1} i Nissum Bredning.

Dinoflagellaten *Alexandrium pseudogonyaulax*, der før første gang blev fundet i Limfjorden i 2008, blev i august måned fundet i koncentrationer på knap 16.000 celler l^{-1} i Skive Fjord og Løgstør Bredning. Andre arter af *Alexandrium* producerer PSP-toksiner, som forårsager paralytisk skaldyrsforgiftning, mens det ikke vides. om *A. pseudogonyaulax* kan producere disse giftstoffer.

Sammenfatning

- Den gennemsnitlige klimakorrigerede sigtdybde for 2009 var 6,9 m i de åbne farvande og lige over 4,2 m for fjordene, hvilket er en forbedring i forhold til værdierne for 2008 på hhv. 0,3 og 0,2 m for de åbne farvande og fjordene. Den klimakorrigerede sigtdybde er stadig karakteriseret ved et signifikant fald siden 2001 ($P < 0,05$) i begge farvandstyper.
- Der var en høj sigtdybde i juli måned på 8,4 m i de åbne farvande. På dette tidspunkt var der også usædvanlig lav primærproduktion.
- Der var i fjordene gennemgående meget lave koncentrationer fra april måned og resten af året, som næsten var 1 µg l^{-1} under den gennemsnitlige koncentration (*figur 7.2D*). I 2009 var den gennemsnitlige klorofylkoncentration i fjordene 2,8 µg l^{-1}, som er det lavest målte niveau. Det er andet år i træk, at dette sker.
- I de åbne farvande var der en tidlig forårsopblomstring, som medførte en rekordhøj klorofylkoncentration på 4,5 µg l^{-1} i februar, hvor der også var lav sigtdybde og høj primærproduktion. Opblomstringen bestod overvejende af kiselalgerne *Skeletonema costatum* og arter af slægten *Thalassiosira*.
- Primærproduktionen i de åbne farvande udviklede sig med en top i forbindelse med forårsopblomstringen i februar og et efterfølgende mindre fald, hvorefter april viste den højest målte primærproduktion på 444 mg C m^{-2} d^{-1} i denne måned.
- I de åbne farvande var der rekordlave produktionsrater i juni og juli på hhv. 455 og 480 mg C m^{-2} d^{-1}.
- De sidste 2 år har primærproduktionen i de åbne farvande toppet i september, hvilket er ca. 2 måneder senere i forhold til gennemsnittet siden 1998.
- I fjordene forløb årets primærproduktion meget tæt på det normale, dog med lidt lavere rater fra august til og med oktober.

- I 2009 blev der registreret høje koncentrationer af to grupper af potentielt fisketoksiske planktonalger: '*Chattonella* sp.' (= *Pseudochattonella farcimen*) og slægten *Chrysochromulina*.
- Der var i 2009 generelt lave forekomster af dinoflagellater af slægten *Dinophysis*, der er kendt for at producere toksiner, som ved opkoncentrering i muslinger kan forårsage diarréfremkaldende skaldyrsforgiftning.

8 Iltforhold

Morten Hjorth, Cordula Göke & Jacob Carstensen

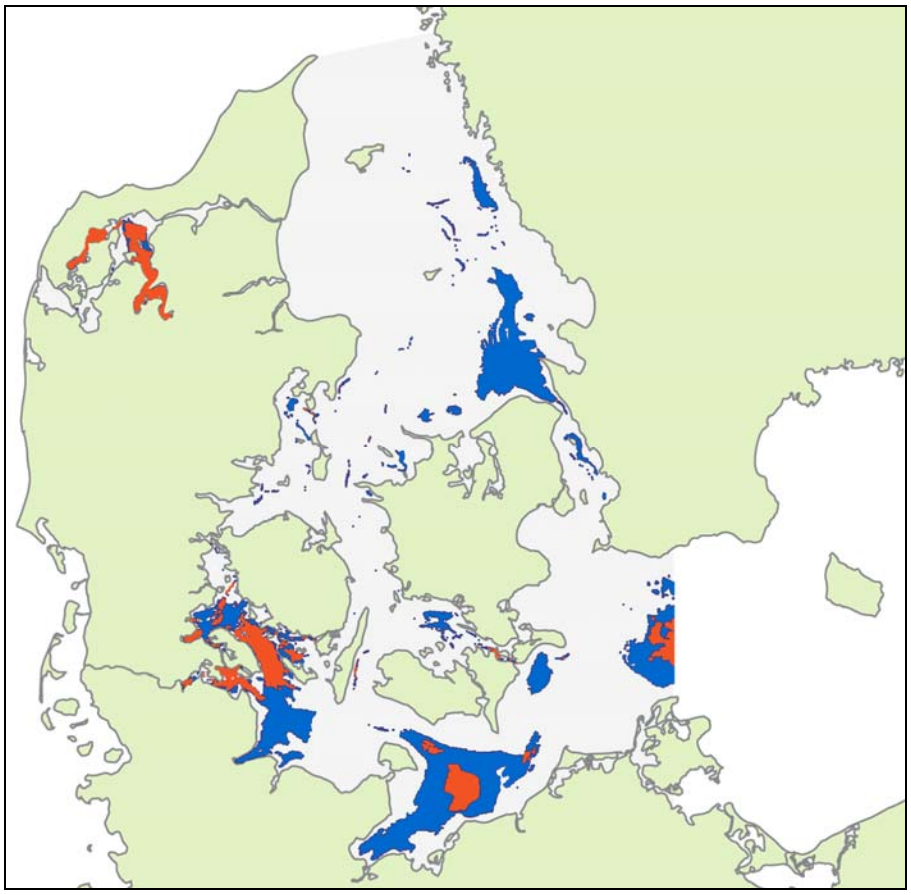
Reduktion af iltkoncentrationen ved havbunden er delvist en effekt af eutrofiering. Eutrofiering er en konsekvens af øget næringsstoftilførsel, som giver anledning til forøget planktonalgeproduktion. Denne produktion fører til øget iltforbrug, når den omsættes mikrobielt og eventuelt til udvikling af iltsvind ved bunden. Definitionen af iltsvind er, at koncentrationen af ilt i vandet ligger i intervallet 2-4 mg O_2 l^{-1}, mens der er tale om kraftigt iltsvind, når koncentrationen er < 2 mg O_2 l^{-1}. Omsætningen af planktonalgerne øges ved stigende temperatur i bundvandet. Iltsvind forringer livsbetingelserne for bunddyr og bundlevende fisk. Det aktuelle iltindhold kan dog ikke direkte relateres til mængden af tilførte næringsstoffer, da iltkoncentrationen er resultatet af både iltforbrug og ilttilførsel til vandet. Ilttilførslen afhænger af de meteorologiske og hydrografiske forhold, især af vindens styrke og retning. Bidraget fra eutrofiering til udviklingen i iltforholdene kan derfor kun vurderes ud fra lange tidsserier eller ved modelberegninger, hvor der tages højde for variationerne i ilttilførslen.

Analyser af forklarende parametre viser, at middelkoncentrationen af ilt i lagdelte fjorde og kystvande ($\Delta\sigma T > 0,5$) korrelerer signifikant negativt med TN-tilførslen fra land i perioden fra juli året før til juni samme år og med vindstyrken i juli til september samme år. Vinden og TN-tilførslen forklarer tilsammen 52 % af år til år variationen i iltkoncentrationen. I de åbne farvande korrelerer middelkoncentrationen af ilt under lagdelte forhold i juli-november signifikant negativt med TN-tilførslen fra land fra juli året før til juni samme år samt med indstrømningen af bundvand fra Storebælt til Femern Bælt i maj-september. Ydermere er der en signifikant negativ korrelation mellem middel iltkoncentrationerne og temperaturen i det indstrømmende vand fra Skagerrak i januar-april samme år. Tilsammen forklarer de 3 variable 49 % af år til år variationen i iltkoncentrationen i de åbne indre farvande (*Conley m.fl. 2007*).

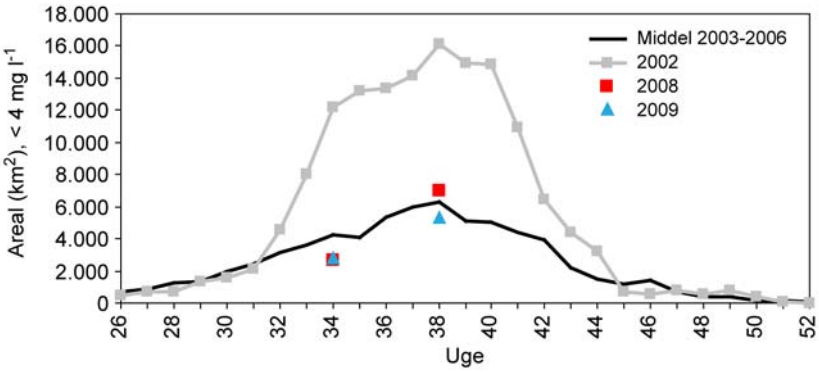
Året 2009

Som helhed bidrog de vejrmæssige forhold i 2009 til, at iltforholdene var lidt bedre end middelværdien for de senere år (*figur 8.1*). Iltsvindet startede i juli og august og var på det tidspunkt på niveau med 2008 i omfang og udbredelse, hvilket er et noget lavere niveau end middel for årene 2003-2006. Arealet påvirket af iltsvind var i august på 2.850 km^2 mod 2.700 km^2 på samme tid året før. Ved udgangen af september var iltsvindsarealet størst med 5.375 km^2, svarende til 77 % af arealet i 2008 på samme tid (*figur 8.2*), hvor især andelen af kraftigt iltsvind var steget. De hårdest ramte områder var Limfjorden, det Sydfynske Øhav, det sydlige Lillebælt og Flensborg Fjord. På dette tidspunkt var iltforbruget i vandsøjlen og ved bunden så højt, at der var overhængende fare for en kraftig forværring af iltforholdene i flere farvandsområder, idet mange målte koncentrationer lå lige på iltsvindsgrænsen. Kraftig vind i begyndelsen af oktober forårsagede dog en større udskiftning af vandmasserne og reducerede iltsvindsudbredelsen til få dybe områder. Data fra november viste, at der var gode iltforhold i stort set alle farvande. I midten af november var der således kun iltsvind i nogle få meget afgrænsede områder i Knebel Vig, Ærøbassinet og Bornholmsdybet. I disse områder har

bundvandet særlig svært ved at blive ventileret, og områderne er meget udsatte for at udvikle iltsvind.



Figur 8.1. Det samlede areal berørt af iltsvind i august og september 2009. Udbredelsen er modelleret på baggrund af målinger udført 10.-22. august og 7.-18. september. I Limfjorden er udbredelsen modelleret ud fra målinger udført i perioden juni (uge 27) til september (uge 38). Blå farve indikerer iltsvind (< 4 mg O_2 l^{-1}), og rød farve indikerer kraftigt iltsvind (< 2 mg O_2 l^{-1}).



Figur 8.2. Areal dækket af iltsvind (< 4 mg l^{-1}) uge for uge i sidste halvdel af 2002 og middel for årene 2003-2006 samt midt i august og september i 2008 og 2009.

Klimaet i første halvdel af 2009 var præget af svagere vinde end normalt og et tørt forår, der blev afløst af en sommer med lidt mere nedbør end normalt. Samtidig var temperaturen, i lighed med de foregående seks år, en del højere end middelværdien for 1961-1990. Anden halvdel af året var mere blæsende og flere gange udskiftede kraftig blæst vandmasserne i en sådan grad, at potentielle kraftige iltsvind blev afværget. I løbet af de perioder, hvor vejret var mere vindstille end normalt, skete der et hurtigt fald i iltkoncentrationen de fleste steder i de indre danske farvande. I begyndelsen af oktober og november medførte kraftige vindhændelser, at det iltrige vand stort set var nået ned til bunden i alle områder.

De hårdest ramte områder i 2009 var Limfjorden, det Sydfynske Øhav, det sydlige Lillebælt og Flensborg Fjord, hvor nogle områder var udsat

for kraftigt iltsvind i mere end 3 måneder. Der blev også rapporteret om forekomst af svovlbrinte i bundvandet i det sydlige Lillebælt, Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord, et fænomen der kun forekommer under anaerobe forhold.

Det centrale Kattegat var ikke påvirket af iltsvind i 2009. I august og september opstod der iltsvind i Sejerø Bugt, nordvest for Gniben og langs Sjællands nordlige kyst samt i Laholmbugten i svensk farvand. I sidstnævnte områder blev der stadig registreret iltsvind i oktober. I Mariager Fjord var der konstant iltsvind fra august til november i et område kaldet Dybet, der ligger centralt i fjorden nord for Mariager. Dette område er særlig sårbart på grund af fjordens morfologi, der skaber en permanent lagdeling med vedvarende iltfrie forhold under springlaget. I september var der iltsvind fra 13 m's dybde, og fra 17 m's dybde og til bunden var der fuldstændigt iltfrie forhold. Dette varede ved frem til november.

Limfjorden var også præget af iltsvind i 2009. Det første større iltsvind blev registreret i starten af juli, efter at der var dannet en kraftig lagdeling som følge af en indstrømning af salt bundvand fra vest. I løbet af 2-3 uger faldt iltindholdet kraftigt, og der blev fundet døde krabber samt enkelte døde børsteorme og knivmuslinger. I midten af august var ca. 25 % af Limfjordens areal – svarende til ca. 375 km^2 – påvirket af iltsvind eller kraftigt iltsvind. Det var primært områderne fra Skive Fjord og Lovns Bredning nordpå mod Løgstør Bredning og farvandet omkring Livø samt Thisted Bredning og Dragstrup Vig, som var ramt. Herefter blev lagdelingen nedbrudt af kraftig blæst og vandmasserne blev blandet. Således blev der i begyndelsen af september kun målt iltsvind på én enkelt station midt i Thisted Bredning. Midt i september var der strømmet vand med højt saltindhold fra Løgstør Bredning nord om Mors og ind i Thisted Bredning. Derved opstod en markant lagdeling med efterfølgende kraftigt iltsvind i Thisted Bredning, der dog blev den sidste registrering af iltsvind i Limfjorden i 2009.

I det nordlige Bælthav var iltkoncentrationen i vandet stærkt på vej ned i juli-august, da kraftige vindhændelser i september udskiftede vandmasserne. Udskiftningen nåede ikke helt ind i Kalø Vig og Knebel Vig, hvor der skete et kraftigt fald i iltindholdet i bundvandet i sidste halvdel af august, og iltsvind blev registreret i begyndelsen af september, der i Knebel Vig varede ved frem til november.

Hovedudbredelsen af kraftigt iltsvind var i juli-august at finde i det sydlige Lillebælt og tilstødende fjorde. Iltsvindet i de åbne områder startede sidst i juni i det sydlige Lillebælt og i juli i det Sydfynske Øhav og tiltog sidenhen både i intensitet og udbredelse. I det sydlige Lillebælt var det samlede iltsvindsareal nogenlunde uændret i september i forhold til juli-august, men andelen af kraftigt iltsvind var mere end fordoblet med stor risiko for en videre forøgelse, idet iltkoncentrationen var lige over 2 mg l^{-1} flere steder. I oktober var der stadig midlertidige iltsvindsramte vandmasser i det sydlige Lillebælt, og helt frem til november var der iltsvind i Ærøbassinet. Farvandene omkring Als, inklusiv Flensborg Fjord, Als Fjord og Aabenraa Fjord var hårdt påvirket af kraftigt iltsvind fra august og frem til oktober, hvor der i den indre del af Flensborg Fjord stadig var kraftigt iltsvind i dybe områder, og i Sønderborg Bugt var der fortsat iltsvind på dybder større end ca. 23 m og kraftigt iltsvind dybere end ca. 25 m.

I august var der begyndende iltsvind i Øresund ved Hven, som i september spredte sig mod nord til Øresundstragten. Vandmasserne blev udskiftet i starten af oktober af et kraftigt blæsevejr, og iltsvindet ved Hven og i Øresundstragten var reduceret til små områder, der helt forsvandt i november.

I Smålandsfarvandet var der iltsvind i juli-august i Stege Nor og Karrebæksminde Bugt og tilfælde af kraftigt iltsvind i bundvandet i Fakse Bugt og Hjelm Bugt. Det varede ved frem til og med september, hvorefter blæsevejr fornyede vandmasserne.

I det dybere vand omkring Bornholm blev der målt iltsvind på større dybder frem til november, hvilket har været et konstant fænomen siden 2003. I disse områder har bundvandet særlig svært ved at blive ventileret, og områderne er meget udsatte for at udvikle iltsvind.

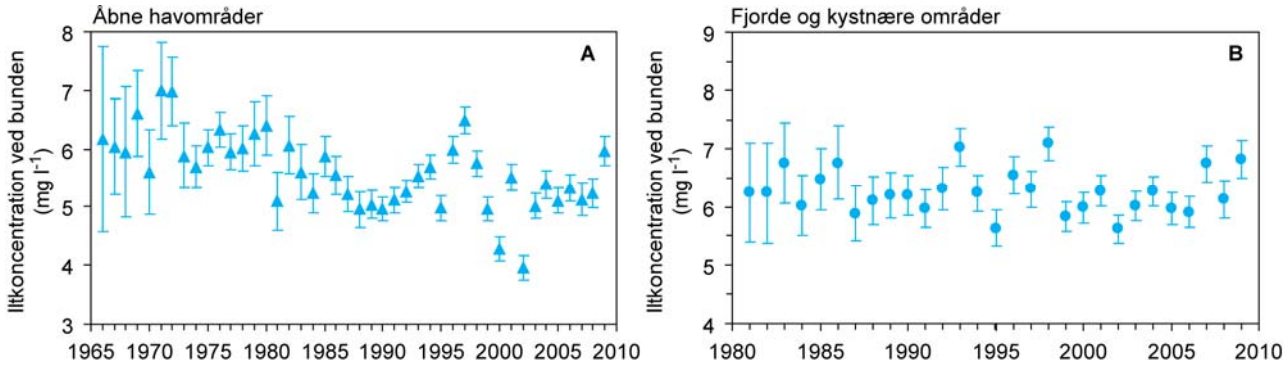
Langtidsudviklingen i iltforhold

Trendanalyser af middelkoncentrationen af ilt ved bunden i juli-november under lagdelte forhold er foretaget på tidsserier fra de danske farvande delt op på områder (*tabel 8.1*).

Udviklingen i iltkoncentrationen i bundvandet i juli-november i områderne nævnt i *tabel 8.1* har været signifikant negativ i næsten alle områder i undersøgelsesperioden med et fald i koncentrationerne varierende mellem 0,012 til 0,034 mg O_2 l^{-1} $år^{-1}$. Undtagelser herfra er de lavvandede vestjyske fjord- og kyststationer samt de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet, hvor der har været en positiv udvikling i iltkoncentrationen på hhv. 0,005 mg O_2 l^{-1} $år^{-1}$ (ikke signifikant) og 0,032 mg O_2 l^{-1} $år^{-1}$ (signifikant). Det kan forklares ved, at disse områder ikke er permanent lagdelte, og at iltindholdet derfor hyppigt ændrer sig, hvilket giver bl.a. en stor spredning i data. Dette afspejles også i, at Limfjorden og de østjyske fjorde viser en tendens til et fald, som dog ikke er statistisk signifikant, hvilket var tilfældet, hvis 2009 udelukkes fra trendanalysen (*Hjorth & Josefson 2010*). Generelt kan det siges, at langtidsudviklingerne i iltkoncentrationerne er små i forhold til de effekter, klimaforandringer, i form af stigende havtemperaturer, vil have på iltkoncentrationer i bundvandet i fremtiden.

Tabel 8.1 Trendanalyser af middel iltkoncentration i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden i juli-november fra NOVANA-stationer med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T$ > 0,5 for fjord- og kyststationer og $\Delta\sigma_T$ > 1 for åbent hav stationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk modellering, og den undersøgte trend er lineær. Statistisk signifikante (P < 0,05) trendanalyser er markeret med gråt.

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling
Vestjylland, fjord- og kyststationer	18	5	1989-2009	0,8202	0,005 mg l^{-1} $år^{-1}$
Limfjorden	30	9	1980-2009	0,0707	-0,016 mg l^{-1} $år^{-1}$
Østjyske fjorde	37	11	1972-2009	0,1223	-0,012 mg l^{-1} $år^{-1}$
Fynske fjorde og det Sydfynske Øhav	32	3	1977-2009	0,0302	-0,019 mg l^{-1} $år^{-1}$
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	24	11	1985-2009	0,0414	0,032 mg l^{-1} $år^{-1}$
Kattegat	44	18	1966-2009	< 0,0001	-0,020 mg l^{-1} $år^{-1}$
Nordlige Bælthav og Storebælt	38	9	1970-2009	0,0352	-0,012 mg l^{-1} $år^{-1}$
Lillebælt og Femer Bælt	44	6	1965-2009	0,0144	-0,019 mg l^{-1} $år^{-1}$
Øresund	43	4	1967-2009	0,0052	-0,015 mg l^{-1} $år^{-1}$
Østersøen	42	9	1966-2009	< 0,0001	-0,034 mg l^{-1} $år^{-1}$



Figur 8.3. Middel iltkoncentration i bundvandet for NOVANA-stationer i A) åbne havområder og B) fjorde og kystnære områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden 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.

Kombineres henholdsvis alle kystvande og alle åbne farvande, er der ingen tydelig udvikling i iltkoncentrationen i fjorde og kystvande i juli-november i perioden 1981-2009. Middelkoncentrationen var dog relativt høj fra 1990-1998 og relativt lav fra 1999-2006 (*figur 8.3*). I 2009 var iltkoncentrationen i fjorde og kystvande på niveau med 2007, der lå en smule højere end perioden 1998-2006. I de åbne farvande har iltkoncentrationen i bundvandet i juli-november varieret kraftigt siden 1965. Generelt var niveauet højt i 1960'erne og 1970'erne, mens det var lavt i slutningen af 1980'erne. Fra 1995 til 2002 var der store år til år variationer; i de tørre år 1996 og 1997 var iltkoncentrationerne høje, mens 2000 og 2002 havde periodens laveste iltkoncentrationer. I 2009 var koncentrationerne noget højere end de seneste 6 år og lå på niveau med de tørre år i slutningen af 1990'erne.

Sammenfatning

- Iltsvindet i de indre danske farvande var mindre end middelværdien for perioden 2003-2007 og for niveauet i 2008.
- Iltsvindene i 2009 varede kortere og var mindre udbredte end 2008, bl.a. pga. jævnlige hændelser med kraftig vind, der var med til at afkorte iltsvindsperioderne.
- Den største udbredelse blev observeret omkring 1. september, hvorefter iltforholdene gradvist blev bedre.
- Arealet berørt af kraftigt iltsvind i løbet af 2009 var på niveau med 2008.
- Særligt berørte områder i 2009 var Limfjorden, det Sydfynske Øhav, det sydlige Lillebælt, Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord. I flere af disse områder var der vedvarende kritisk lave iltkoncentrationer i omkring 3 måneder og i disse områder kan der følgelig forventes skader på bundens dyreliv. Endvidere var der forekomst af giftig svovlbrinte i bundvandet.

9 Bundvegetation: ålegræs og makroalger

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

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

Både ålegræs og makroalger (tang) er væsentlige indikatorer for den økologiske kvalitet i kystnære vandområder i henhold til EU's vandrammedirektiv. Ålegræs og makroalger benyttes også i vurderingen af bevaringstilstanden i habitatdirektivets marine naturtyper såsom 'stenrev', 'boblerev', '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 færre planktonalger 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. Vi forventer også, at færre næringssalte fører til færre opportunistiske makroalger og dermed også bedre lysforhold for ålegræs og flerårige makroalger. Endelig forventer vi, at færre næringssalte fører til færre og mindre alvorlige iltsvind og dermed endnu bedre vækstforhold for bundvegetationen særligt i fjordene, hvor der kan være et sammenfald mellem udvikling af iltsvind og i øvrigt egnede vækstforhold for bundvegetationen.

Dette kapitel analyserer udviklingen i ålegræssets forekomst langs de åbne kyster samt i yder- og inderfjorde gennem perioden 1989-2009. Analyserne omfatter 'dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse' defineret som den største dybde med ålegræsskud, 'dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse defineret som den største dybde med mindst 10 % dækning' og 'ålegræssets dækning i dybdeintervaller'. Analyserne omfatter ålegræs, fordi den er langt den mest udbredte rodfæstede vegetation 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 dog ikke er inkluderet i analyserne her.

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

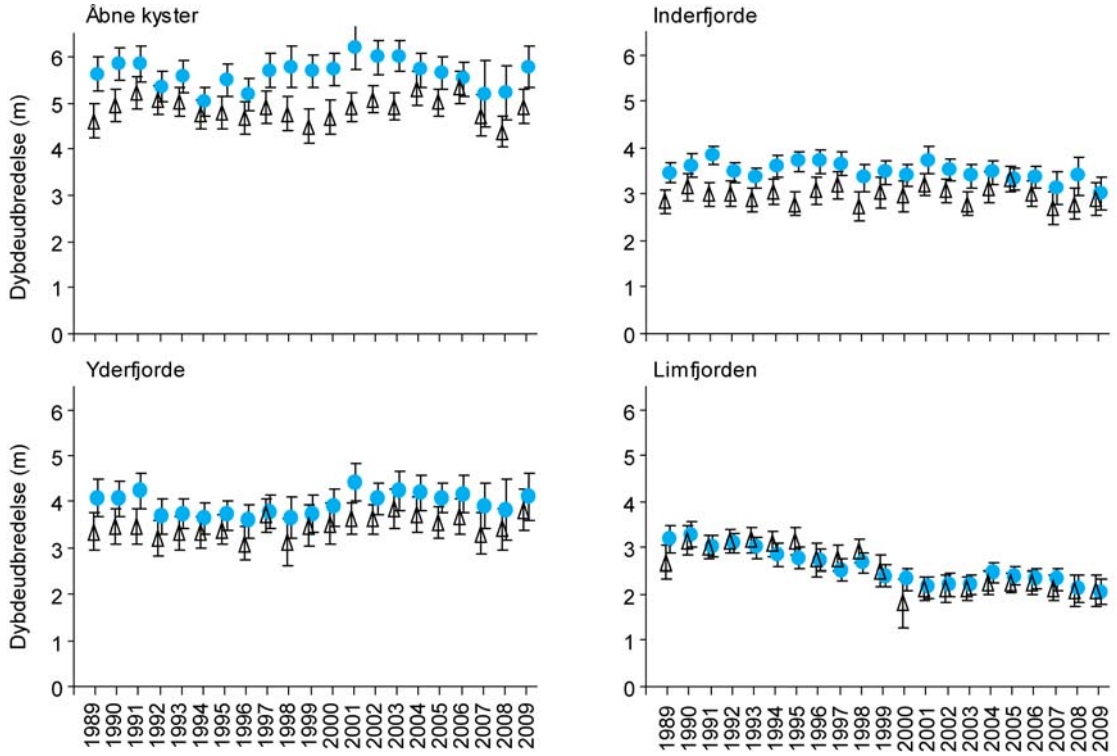
Ålegræssets dybdegrænse

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

Ålegræssets maksimale dybdegrænse (årsmiddelværdier) var størst langs de åbne kyster (5,0-6,2 m), lidt mindre i yderfjordene (3,6-4,4 m) og mindst i inderfjordene (3,0-3,8 m) og i Limfjorden (2,0-3,3) i perioden 1989-2009 (*figur 9.1*).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmiddelværdier) fulgte samme mønster med dybeste udbredelse langs de åbne kyster (4,4-5,3 m), mindre dybdeudbredelse i yderfjordene (3,1-3,9 m) og mindste dybdeudbredelse i inderfjordene (2,7-3,3 m) og Limfjorden (1,8-3,2) (*figur 9.1*).

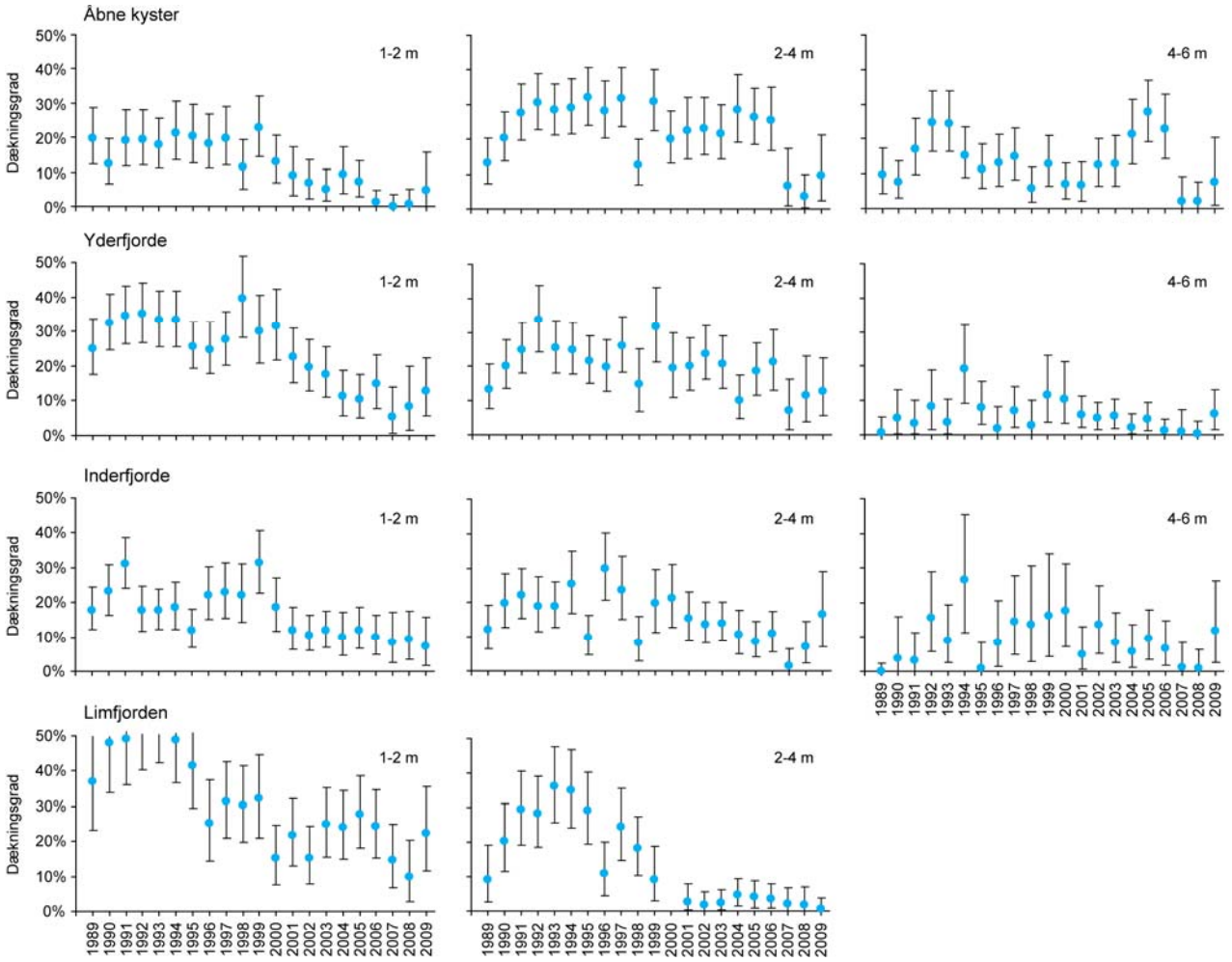
Ålegræssets dybdegrænse viste en enkelt signifikant positiv udviklingstendens: hovedudbredelsen i yderfjordene er steget. Yderfjordenes maksimale dybdegrænse er dog uforandret. Langs de åbne kyster viste hverken hovedudbredelsen eller den maksimale dybdegrænse nogen signifikant udviklingstendens. I inderfjordene og i Limfjorden var dybdegrænsen derimod rykket ind på lavere vand. Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse for perioden 1989-2009, og p-værdier < 0,05 er betragtet som signifikante.



Figur 9.1. Udvikling i dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (●) og hovedudbredelse (Δ) (± 95 % konfidensintervaller) gennem perioden 1989-2009. Udviklingen er vist for åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden. Dybdegrænsen er modelleret vha. en generaliseret lineær model (se *Bilag 2*).

Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad er analyseret for 1-2, 2-4 og 4-6 m's dybde (*figur 9.2*). Analyser for helt lavt vand (0-1 m) er udeladt, fordi dækningen her primært er reguleret af bølger og vind samt evt. isskruning og derfor kun delvist afspejler ændringer i næringssaltbelastningen.



Figur 9.2. Udvikling i ålegræssets dækning (± 95 % konfidensintervaller) gennem perioden 1989-2009. Udviklingen er vist for åbne kyster, yder- og inderfjorde samt Limfjorden. Venstre kolonne viser udviklingen på lavt vand (1-2 m), midterste kolonne viser udviklingen på mellemdybder (2-4 m), og højre kolonne viser udviklingen på større dybde (4-6 m). Dækningen er modelleret vha. en generaliseret lineær model (se *Bilag 2*).

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellemdybder (1-2 m eller 2-4 m), hvor eksponeringen er begrænset, og hvor lysforholdene er gode for planten (*Krause-Jensen m.fl. 2003*). På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset 4-32 % af bunden langs de åbne kysters ålegræstransekter, 7-34 % i yderfjordene, 1-30 % i inderfjordene og 1-36 % gennem perioden 1989-2009 (årsgennemsnit, *figur 9.2*).

Der var generelt tendens til, at ålegræssets dækkede en mindre og mindre del af bunden langs de undersøgte transekter gennem perioden 1989-2009. Dækningen faldt på både 1-2 og 2-4 m's dybde i samtlige områder, mens dækningen på 4-6 m's dybde ikke viste nogen udviklingstendens (testet ved lineær regression, *figur 9.2*).

Ålegræs - diskussion

Som helhed afspejler udviklingen i ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad endnu ikke det faktum, at kvælstofkoncentrationen er faldet siden 1989 (se *kapitel 6*). Det kan bl.a. hænge sammen med, at vandet ikke er blevet klarere i løbet af denne periode, hverken i de åbne farvande eller i fjordene (se *kapitel 7*).

De generelle udviklingstendenser for ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad i åbne kyster, yder- og inderfjorde dækker over store forskelle mellem områder. Denne mangfoldighed i økosystemers respons er en stor udfordring i forhold til at forudsige effekter af ændret belastning i det enkelte økosystem. Mens generelle relationer mellem næringsbelastning og ålegræssets respons (fx *Nielsen m.fl. 2002*) er velegnede til at beskrive overordnede tendenser, kræver det en større lokal forståelse at forudsige udviklingen i enkeltområder. Hvis ålegræsset ikke breder sig på trods af en reduktion i næringssaltbelastningen, er det væsentligt at identificere, om årsagen eksempelvis er dårlige lysforhold og i givet fald identificere, hvad der skaber de dårlige lysforhold, eller om andre faktorer, såsom iltsvind eller muslingeskrab, evt. begrænser udbredelsen.

Sammenhængen mellem belastning og økosystemrespons følger heller ikke nødvendigvis samme forløb gennem perioder, hvor udledningen af næringssalte falder (oligotrofiering) som gennem perioder, hvor udledningen af næringssalte stiger (eutrofiering). Der er eksempler på, at regimeskift eller ændrede referenceforhold forsinker eller forhindrer en tilbagevenden til situationen, før eutrofieringen satte ind (*Duarte m.fl. 2009*). Når ålegræs forsvinder fra et område, hvirvles bunden lettere op og skaber dårligere lysforhold og en mere ustabil forankring for de nye ålegræsplanter, som derfor får vanskeligere ved at vinde terræn. Endelig kan rekolonisering af ålegræs være en langsommelig proces med tidshorisonter på år til årtier (*Olesen & Sand-Jensen 1994, Duarte 1995*). Nye undersøgelser peger også på, at der er behov for at videreudvikle begrebet 'referencetilstand', så man ikke opererer med en statisk reference fra fortiden, men tænker referencebegrebet sammen med vores viden om, at økosystemer er dynamiske og påvirket af globale forandringer som eksempelvis opvarmning (*Duarte m.fl. 2009*). Høje temperaturer kan påvirke ålegræsset i negativ retning ved at stimulere respirationen mere end fotosyntesen og dermed øge ålegræssets lyskrav (*Olesen & Sand-Jensen 1993*). Høje temperaturer øger også risikoen for iltsvind (*Conley m.fl. 2007*) og gør samtidig ålegræsset mere sårbart overfor iltsvind (*Pulido & Borum 2010*).

I øjeblikket er ålegræssets dybdegrænse Danmarks primære indikator for kystområdernes miljøtilstand i henhold til vandrammedirektivet. Men for at kunne tolke ålegræssets respons er det nyttigt at relatere udviklingen i ålegræsset til udviklingen i andre indikatorer som fx klorofylkoncentration og supplerende indikatorer som TN-koncentration og sigtdybde. Klorofylkoncentration som indikator for miljøkvalitet er ved at blive færdigudviklet.

Et samlet billede af bundvegetationens tilstand kræver også indikatorer for makroalger. Næste afsnit analyserer udviklingen i makroalgernes dækningsgrad på stenrev i de åbne farvande. Makroalgernes dækningsgrad i kystområderne er også ved at blive udviklet til en indikator under vandrammedirektivet (*Carstensen m.fl. 2008*). Som led i denne proces bliver makroalgedækkets respons på vandkvalitet i øjeblikket analyseret samlet for hele området fra Norges kyster til den indre del af Østersøen (K. Dromph, K. Dahl, D. Krause-Jensen m.fl., under udarbejdelse).

Makroalger på stenrev i åbne farvande

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

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

I 2009 blev der kun indsamlet data på 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 indre åbne farvande består af en flerlaget rød- og brunalgevegetation, der dækker det stabile substrat fuldstændigt ned til 10-12 m's dybde. På dybder større end 12-14 m aftager algernes samlede dækning til et enkelt lag oprette alger, der ikke dækker hele substratet. De oprette algers dækning aftager med stigende dybde, hvorimod skorpeformede algebelægninger, der kan vokse ved meget lidt lys, fortsat træffes med stor dækning på 24 m's dybde.

Dybden, solindstrålingen og eutrofieringsniveauet har en afgørende indflydelse på algevegetationen på revene i åbne danske farvande (*Dahl & Carstensen 2008*).

Fysiske forstyrrelser af havbunden og biologiske interaktioner, som fx græsning af søpindsvin, kan også have en markant effekt på vegetationens udbredelse lokalt eller regionalt.

Søpindsvins nedgræsning af tangskove kendes også fra andre dele af verden, og langs den norske kyst fra Trondheim til den rusiske grænse skønnes 2.000 km^2 tangskov nedgræsset siden 1970'erne (*Norderhaug & Christie 2009)*. Masseforekomst af søpindsvin er sat i forbindelse med reduceret prædationspres fra havoddere og hummere (*Little & Kitching 1996*) samt fisk (*Tegner & Dayton 2000*). Undersøgelser har vist, at fiskearter som store torsk, havkat og fladfisk også ernærer sig af søpindsvin (*Vadas & Steneck 1995*, *Keats m.fl. 1986*, *Keats 1991*). En sammenhæng mellem de væsentligt reducerede fiskebestande og de observerede masseforekomster af søpindsvin kan være en forklaring på det regimeskift fra tangskov til nedgræsset stenbund, som er observeret på flere danske stenrev.

Fysisk påvirkning af havbunden – fx i form af trawlfiskeri – er også en presfaktor, der kan influere naturkvaliteten. En undersøgelse på Store Middelgrund har påvist væsentlige fysiske forstyrrelser på de dele af stenrevet, som er omfattet af overvågningsprogrammet på 15 og 18 m's dybde (*Dahl 2005*). Jævnlig forstyrrelse, sandsynligvis forårsaget af trawlfiskeri, er den mest sandsynlige årsag til, at vegetationens samlede dækning har været væsentlig ringere gennem alle undersøgelsesårene på dele af revet, end hvad der kunne forventes ud fra modelforudsigelserne.

Udviklingstendenser

Den generelle udvikling i den oprette algevegetations dækning på 5 stenrev på større vanddybder i indre danske farvande er fulgt gennem en

lang tidsperiode. Algedækningen på et givet stenrev i et givet år er relateret til gennemsnittet for de første 8 års undersøgelser på det pågældende stenrev (1994-2001), og denne periode fungerer derved som en slags referenceperiode. I 2009 dækkede algerne generelt en mindre del af stenrevene end gennemsnittet for perioden 1994-2001 (*figur 9.3*). Dækningen på en enkelt station på dybere vand var dog markant bedre, og enkelte observationer lå lige over gennemsnittet for 1994-2001. Observationernes fordeling omkring middelværdien var derfor ikke signifikant forskellig fra gennemsnittet i 2009 (*tabel 9.1*).

Heterosiphonia japonica.
Foto: Steffen Lundsteen

Spredning af en ny art

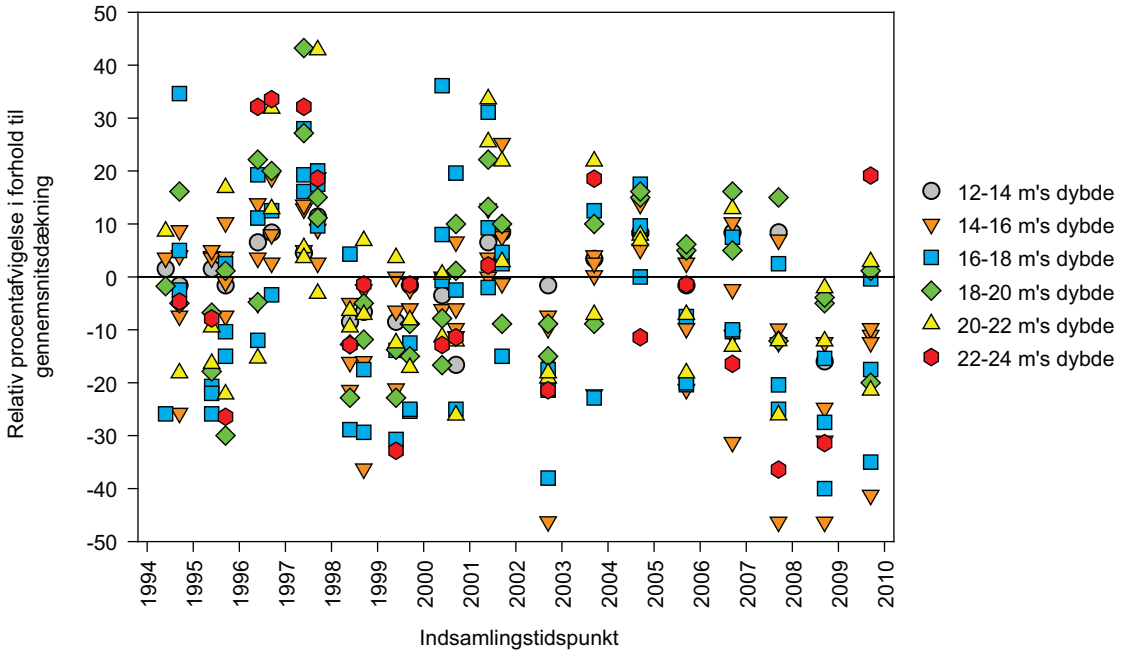
Heterosiphonia japonica blev første gang registreret i Europa ved den hollandske kyst i 1994. Den spredte sig hurtigt til den norske vestkyst, hvor den blev registreret i 1996 og blev senere i 2001 fundet ved den svenske Skagerrakkyst i Kosterfjorden. I 2004 blev *H. japonica* registreret af Ruth Nielsen fra Botanisk Museum i en algeprøve taget ud for Frederikshavn på et boblerev, der indgår i overvågningsprogrammet samt i Limfjorden, hvor der blev konstateret relativt veludviklede bestande nordvest for Mors, i Nissum og Løgstør Bredninger samt i Skive Fjord.

I 2006 blev *H. japonica* registreret på Per Nilen nord for Læsø på 11 m's dybde. Året efter blev den fundet på alle undersøgelsesdybder på Per Nilen samt på Herthas Flak ud for Skagen og på Kims Top i det centrale Kattegat. I 2009 havde arten etableret sig på yderligere to rev nord for Læsø: Tønneberg Banke og Læsø Trindel.

Tabel 9.1. Den oprette algevegetations dækning på de undersøgte stationer på en række stenrev i Kattegat i forhold til gennemsnittet for perioden 1994-2001. ↑ og ↓ angiver, at flertallet af de undersøgte stationer har en mere henholdsvis mindre udviklet vegetationsdækning end gennemsnittet. ← → angiver, at antallet af stationer over og under gennemsnittet højst afviger med en observation. P-værdierne er beregnet med en såkaldt fortegnstest for, om fordelingen af de observerede dækninger er signifikant bedre eller ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001. Stationer, hvor algevegetationens udbredelse er begrænset af andre faktorer end lyset, fx søpindsvin eller substratets beskaffenhed, er udeladt.

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

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



Figur 9.3. Den relative afvigelse i algedækningen i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter, hvorfra der foreligger data i perioden 1994-2001. Afvigelserne er angivet pr. 2 m's dybdeintervaller. Stationer, hvor algevegetationens udbredelse er begrænset af andre faktorer end lyset, fx søpindsvin, substratets beskaffenhed eller påviste fysiske forstyrrelser af havbunden, er udeladt. På grund af mindre metodeændringer i 1994, er tidligere undersøgelser ikke medtaget i sammenligningen.

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

Som følge af at de overvågede stenrev indgår som udpegningsgrundlag for de danske Natura-2000 områder, skal de i henhold til habitatdirektivet opnå en 'gunstig bevaringstilstand'. Gunstig bevaringsstatus omfatter både at arealerne med hård bund bevares, og at de biologiske forhold, som er afgørende for revenes 'struktur og funktion', er velfungerende. En veludviklet dybdeudbredelse og dækning 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 eutrofieringen og anden menneskelig påvirkning for alvor blev et problem, må de målsætninger, der er brug for til vurdering af miljøtilstanden, findes på anden vis.

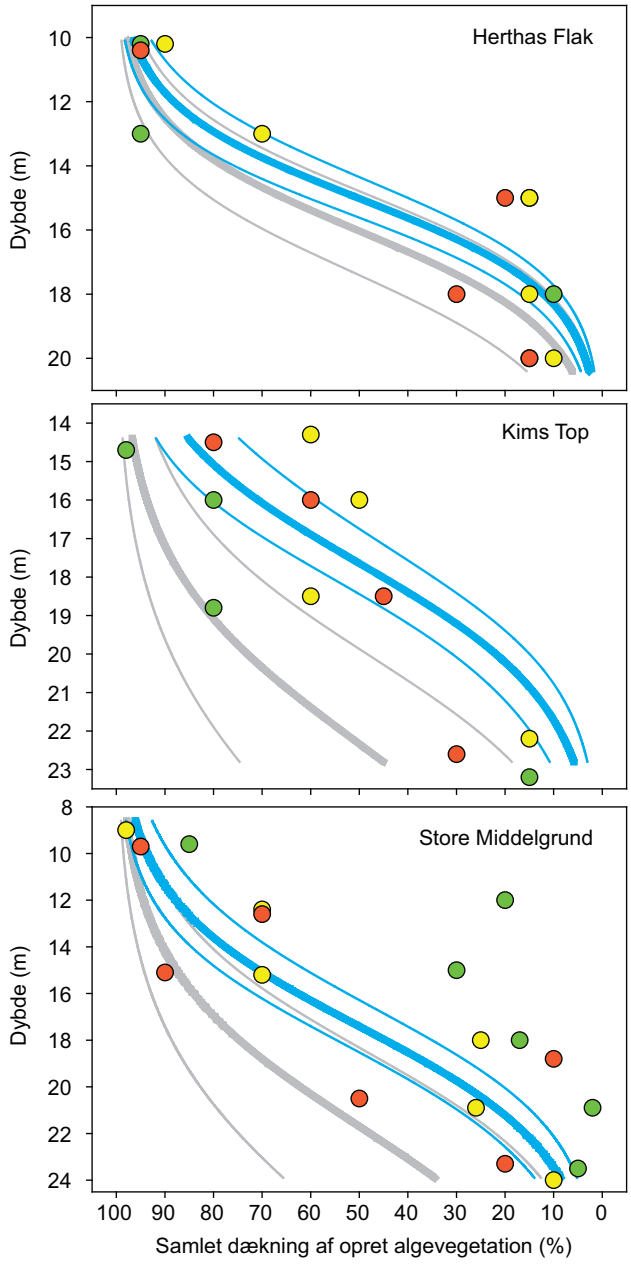
Analyser har vist, at både makroalgernes samlede vegetationsdække og summen af de enkelte arters dækning på dybvandede stenrev i Kattegat er korreleret med tilførslen af kvælstof til Kattegat i det forudgående halvår fra januar-juni *(Dahl & Carstensen 2008)*. Herudover kan solindstråling, vanddybde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

præsenterer 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.



Figur 9.4. Aktuelle dækninger af den samlede oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på tre rev i Kattegat (røde cirkler: 2009-data, gule cirkler: 2008-data og grønne cirkler: 2007-data) og modellerede dækninger for to forskellige senarier med kvælstoftilførsel. De blå 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 scenarie (grå farve) 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.

Algevegetationens dækning langs dybdegradienter på tre rev i Kattegat er modelleret for to scenarier for kvælstoftilførsel (*figur 9.4*). Det ene scenarie repræsenterer den gennemsnitlige tilledning af næringssalte til Kattegat i forårshalvåret for perioden 1994-2006, mens det andet repræsenterer en referencelignende tilstand med stærkt reduceret næringssalttilledning i forårshalvåret. I begge scenarier er der tilladt et mindre græsningstryk af søpindsvin. De observerede dækningsprocenter på de undersøgte sta-

tioner i 2007, 2008 og 2009 er også vist, dog uden at data er korrigeret for variation i indstråling i forårshalvåret i 2008.

Det ses tydeligt, at en reduktion af kvælstoftilførsler vil have en gunstig effekt på den samlede dækning af opret algevegetation på stenrev og tillige øge algernes dybdeudbredelse.

Det ses også, at vegetationens dækning på de fleste stationer i 2009 ligger omkring den modellerede middelværdi for de enkelte dybder på de tre rev, samt at dækningerne generelt var bedre end i 2008. De to stationer på 15 og 18 m's vanddybde på Store Middelgrund har gennem alle årene siden undersøgelsernes start været karakteriseret ved manglende algevegetation og manglende større bunddyr. En undersøgelse i 2004 (*Dahl 2005*) viste, at der foregik gentagende fysiske forstyrrelser af havbunden, hvilket sandsynligvis skyldes trawlfiskeri. I 2008 og endnu mere udbredt i 2009 var vegetationen på 15 m's dybde for første gang siden undersøgelsernes start i 1990 veludviklet, hvilket er et tegn på, at forstyrrelserne er ophørt på denne station.

Diskussion

Algevegetationen på stenrevene var i 2009 ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001 men dog bedre end i 2008. Den relativt dårlige tilstand for vegetationen er i overensstemmelse med observerede ringe sigtdybde i åbne indre danske farvande (*kapitel 7*).

Grønne søpindsvins græsning har udgjort en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen under springlaget på revet Schultz's Grund i det sydvestlige Kattegat, siden overvågning blev iværksat i begyndelsen af 90'erne. Tangskoven på andre lokaliteter i det nordlige Bælthav, havbunden ud for Vejrø, Sjællands Rev og Munkegrunde er også kraftigt påvirket af masseforekomst af det grønne søpindsvin. Et væsentligt øget græsningstryk af søpindsvinet tangborre blev observeret på Store Middelgrund på 12 m's dybde i 2007, hvor vegetationen var reduceret fra normalt 70-80 % dækning til blot 20 %. I 2009 var græsningstrykket tilsyneladende reduceret, og vegetationen havde en væsentlig større dækning end året før.

Sammenfatning

Sammenfattende viste vegetationen følgende udvikling gennem perioden 1989-2009:

- Gennem perioden 1989-2009 rykkede ålegræssets hovedudbredelse ud på dybere vand i yderfjordene. Den maksimale dybdegrænse rykkede derimod ind på lavere vand i inderfjordene, og ålegræsset dækkede generelt en mindre del af havbunden både på lavt vand (1-2 m) og på mellemdybder (2-4 m) i fjordene og på lavt vand i de åbne områder. Faldet i tilførsel af næringsstoffer har altså endnu ikke markant forbedret ålegræssets udbredelse i vore farvande. Det kan bl.a. hænge sammen med, at vandet ikke er blevet klarere gennem overvågningsperioden.
- Den samlede algedækning på dybere dele af udvalgte stenrev i de åbne dele af Kattegat var generelt ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001, men forskellen var ikke signifikant. Nedgræsning af tangskoven forårsaget af søpindsvin er fortsat et problem på mange rev i Bælthavet, hvor vegetationen stort set er væk i det salte bundlag.

10 Bundfauna

Alf Josefson og Jørgen L.S. Hansen

Der findes et mangfoldigt samfund af hvirvelløse dyr på havbunden i de danske farvande. I løbet af de seneste årtiers overvågningsprogrammer er der fundet mere end 800 forskellige dyrearter alene i de prøver, der er blevet indsamlet på sedimentbunden i de åbne farvande. Heraf er der ca. 400 almindelig forekommende arter af havbørsteorme (polychaeter), pighuder (echinodermata), bløddyr (mollusker) og krebsdyr (crustacea), og dermed rummer havbunden en meget stor del af havets samlede biodiversitet. De mange arter af bunddyr har vidt forskellige tilpasninger og funktioner i det marine økosystem. Der er rovdyr, dyr der filtrerer vandsøjlen for partikulært materiale og dyr der lever af sedimentet i forskellige dybder. På dybt vand, hvor der ikke foregår nogen planteproduktion på selve havbunden, udgør det organiske materiale, som synker ned fra vandsøjlen til havbunden, fødegrundlaget for hele bundfaunasamfundet. I lavvandede områder, hvor vandsøjlen ikke er permanent lagdelt, kan bundfaunaen filtrere fytoplanktonet direkte fra vandsøjlen. Her vil der ofte være så stor tæthed af filtrerende dyr, ofte blåmuslinger eller andre muslinger, at de er i stand til at filtrere hele vandsøjlen på meget kort tid. Filtratorerne spiller således en meget vigtig rolle for vandkvaliteten på lavt vand i fjorde og i kystnære områder. Bundfaunaens aktivitet har også en meget positiv indvirkning på miljøet på selve havbunden. Når dyrene graver i bunden og pumper vand ned i sedimentet, medvirker de til at ilte sedimentet. Det sænker risikoen for senere dannelse af giftig svovlbrinte i sedimentet under iltsvind. Bundfaunaen udgør ligeledes et fødegrundlag for de højere led i fødekæden såsom fisk, pattedyr og fugle. Hvis bundfaunaen forsvinder eller bliver reduceret i et område som følge af iltsvind eller af andre årsager, vil det derfor have store konsekvenser for resten af økosystemet. Størstedelen af bundfaunasamfundet består af flerårige og stedfaste organismer, og derfor afspejler bundfaunasamfundet et områdes miljøforhold over en længere periode.

Der er en lang tradition for at monitere bundfaunaen i de danske farvande. Allerede ved sidste århundredes begyndelse gennemførte C. G. J. Petersen (1901-1913) undersøgelser af bundfaunaen i de danske farvande for at vurdere fødegrundlaget for fiskebestandene. Nogle af de stationer, der blev taget prøver ved dengang, er blevet videreført i overvågningsprogrammer fra begyndelsen af 1990'erne og hvorfra der foreligger en ubrudt serie fra 1994 og frem til 2008.

Det er naturligt, at sammensætningen i bundfaunasamfund hele tiden ændrer sig lidt på grund af de enkelte arters populationsdynamik og interaktioner med andre arter. En vigtig årsag hertil er, at rekrutteringen af forskellige arter varierer fra år til år. Et flertal af de arter, der findes i de danske farvande, har et pelagisk larvestadium, hvor larverne spredes med havstrømmene i en periode, før de synker til havbunden og etablerer sig. Tætheden af larver af de enkelte arter varierer stærkt fra år til år og mellem områder, og det vil på et senere tidspunkt få indflydelse på sammensætningen af faunasamfundet på bunden. Hvis der sker ændringer i miljøforholdene, så vil det imidlertid give tydelige ændringer i både tætheden, biomassen og sammensætningen af bundfaunaen. Tilføres der flere næringsstoffer til vandmiljøet, og eutrofieringen dermed sti-

ger, vil bundfaunasamfundet få tilført mere føde, og der vil kunne opretholdes en større biomasse og tæthed af bundfauna. Men nogle steder vil øget eutrofiering også medføre en øget risiko for iltsvind, fordi der forbruges mere ilt, når det organiske stof bliver nedbrudt i vandet og på bunden. Iltsvind har en markant negativ effekt på bundfaunaen og får biomasse, tæthed og diversitet til at falde. Jo længere tid der er iltsvind, jo større skade sker der på bundfaunaen, og i værste fald udslettes hele samfundet. Ved andre typer af miljøpåvirkning såsom forurening med tungmetaller og andre miljøfarlige stoffer, belastning med organisk materiale, fysisk forstyrrelse osv. vil man på tilsvarende vis se en ændring af bundfaunaens sammensætning og typisk med et fald i diversiteten.

Selvom bundfaunaen generelt er stedfaste i deres voksne stadier og dermed påvirkes af det lokale miljø, påvirkes hele samfundet også af miljøforhold i en mere regional skala, idet rekrutteringen med pelagiske larver kan stamme fra helt andre områder. En reduktion i mængden af bunddyr et sted kan derfor komme til at gå ud over rekrutteringen et andet sted.

Bundfaunaen i de åbne farvande

I NOVANA programmet 2007-09 er det forudsat, at der medtages bundfauna i de åbne farvande 2 ud af de 3 år i programperioden. Derfor foreligger der ingen data fra de åbne farvande i 2009. Den følgende sammenfatning gælder derfor kun udviklinger frem til 2008. Der er sket et markant fald i bundfaunaens biodiversitet mange steder i de åbne farvande i løbet af perioden fra 1994 til 2008. Antallet af arter, som gennemsnitligt findes i en prøve, er blevet mere end halveret i perioden, og data fra de senere år viser, at også tætheden er blevet reduceret. Faunamaterialet fra stationerne i de åbne farvande opfyldte således ikke vandrammedirektivets kriterie for god eller høj økologisk tilstand (DKI > 0,63). Årsagerne til denne markante udvikling er ukendte. Iltsvind er ikke en sandsynlig årsag, da de fleste af disse stationer ligger i områder, der meget sjældent rammes af iltsvind. De tidligere overvågningsprogrammer har ikke inkluderet målinger af andre mulige presfaktorer såsom fysisk forstyrrelse (fx trawling) eller ændringer i fødetilgangen. Det har i tidligere års rapporteringer (fx *Josefson & Hansen 2010*) været anført, at udviklingen kunne hænge sammen med en nedgang i den mængde organisk materiale som synker ned på havbunden, forårsaget af en kombination af stigende vandtemperatur, så materialet omsættes hurtigere i vandsøjlen, og en generelt lavere eutrofieringsgrad. Men da der ikke findes direkte målinger af sedimentationsraten, er det ikke umiddelbart muligt at undersøge, om der eksisterer en sådan kobling.

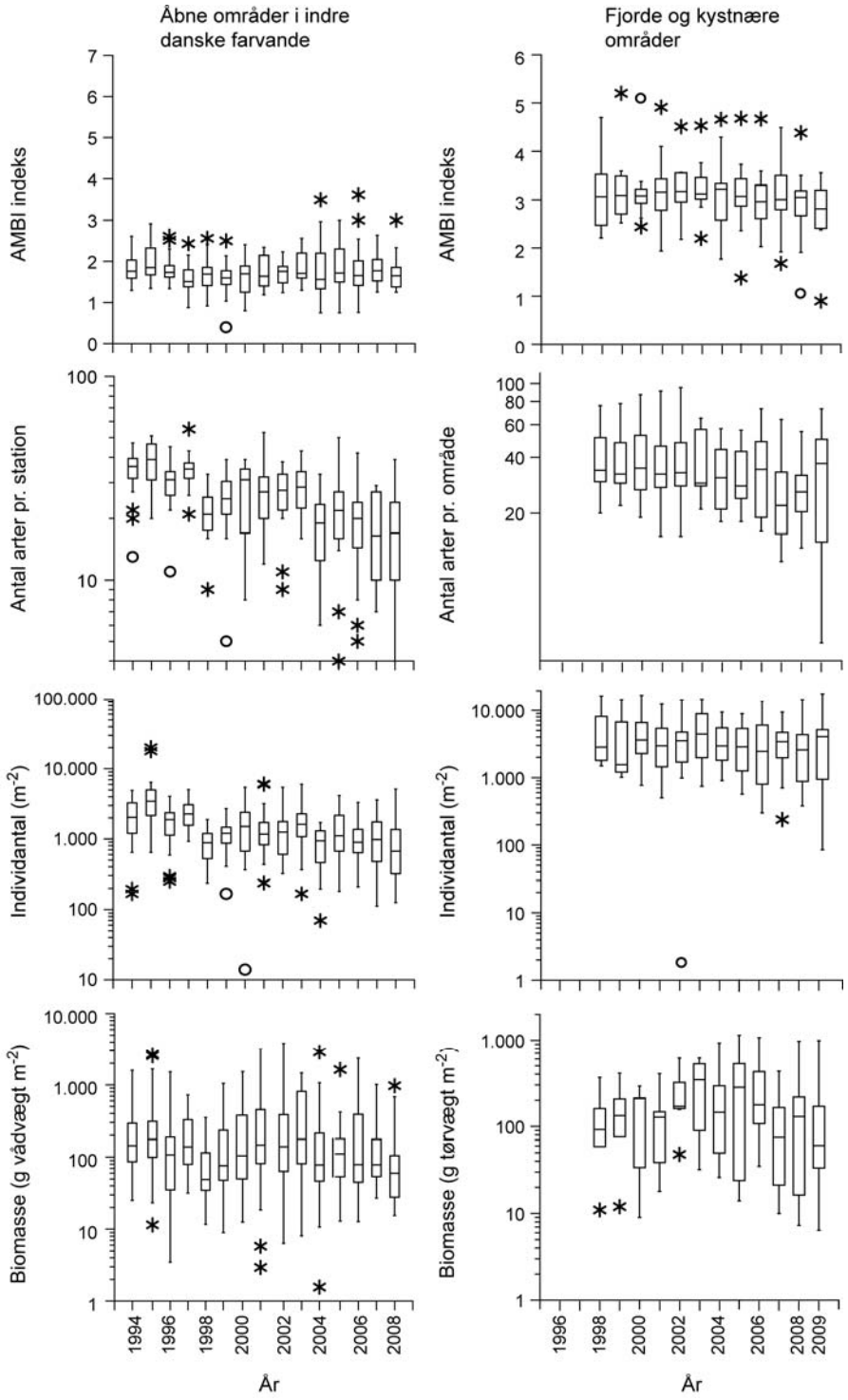
Bundfaunaen i kystnære områder

Vurderingen af bundfaunaens udvikling i fjorde og de kystnære områder – baseret på Miljøcentrenes (og de tidligere amters) overvågning – blev opdateret til og med 2008 (*Josefson & Hansen 2010*). Denne rapport inkluderer data fra 2009. Der er foretaget en samlet analyse baseret på 13 undersøgelsesområder (BF-områder, *figur 1.1B*). Disse data dækker de områder, hvorfra der er rapporteret data fra 2009, og hvor prøveantallet og placeringen af stationerne stort set var uændret i forhold til de tidligere år. DKI-indekset, der måler både følsomhed og diversitet (*Borja m.fl. 2007; Josefson m.fl. 2009*), blev ikke beregnet, idet der endnu ikke eksisterer fastsatte grænser til at vurdere miljøtilstanden i disse områder.

Antallet af arter pr. område udviste en signifikant variation i tid (P < 0,001), mens den tidslige ændring af antallet af individer og biomasse var på grænsen til signifikant (*tabel 10.1, figur 10.1)*. Hastigheden, hvormed tætheden af individer mindskes (hældningerne på kurven for individtæthed mod tid i perioden 1998-2008), er stort set uændret for de åbne farvande igennem de senere år. Med hensyn til artsantal, så viser data fra 2009 muligvis en ændring i den negative trend, idet medianen for artsantallet er højere end i de to foregående år (*figur 10.1*). Samtidig er variationen større i 2009. Det skyldes markant lavere værdier i 2009 i to områder: Isefjorden (BF13) og den nordlige del af Roskilde Fjord (BF12). Her er antallet af arter reduceret med 45-80 % sammenlignet med 2008. Samtidigt er biomassen faldet med ca. 80 % og individantallet med ca. 90 % på begge stationer, hvilket indikerer en markant påvirkning. Iltsvind kunne være en årsag hertil, men det er ikke dokumenteret i iltmålinger fra efteråret 2008. Der var ingen signifikant ændring henover tid i biomasse og AMBI-indekset, der måler arternes følsomhed overfor forstyrrelser (*Borja m.fl. 2000*), hverken i de åbne farvande eller kystnære områder (*tabel 10.1*). Niveauet for AMBI var forholdsvist stabilt omkring 3, hvilket er ca. en enhed højere end i de åbne farvande (*figur 10.1*). Det nogenlunde konstante niveau for AMBI viser, at dominansforholdet mellem følsomme og tolerante arter ikke ændrer sig. Et højere AMBI i de kystnære områder sammenlignet med de åbne farvande skyldes sandsynligvis, at arter i kystnære områder er mere tolerante over for lavere salinitet. Sådanne arter er ofte tolerante i al almindelighed og er derfor klassificeret som tolerante i AMBI.

Tabel 10.1. Variansanalyse af forskelle mellem BF-områder i fjorde og kystnære områder. Resultater fra 2008 for åbent hav-stationer er vist til sammenligning. Alle data kommer fra områder med ensartet antal årlige prøver og frekvens af prøvetagninger. Alle data, undtagen AMBI og DKI, er Log10-transformeret før analyse. df: antal af frihedsgrader, P: sandsynlighed for ingen effekt.

Variationskilde	**Fjorde, kystnære områder**			**Åbne farvande**		
Antal arter pr. område	**df**	**F-ratio**	**P**	**df**	**F-ratio**	**P**
Område/station	12	27,60	0,000	23	10,95	0,000
Tid (år)	1	37,73	0,000	1	27,32	0,000
Error	131			180		
Antal individer pr. m^2						
Område/station	12	11,88	0,000	25	9,84	0,000
Tid (år)	1	3,82	0,053	1	3,23	0,074
Error	130			224		
Biomasse, g pr. m^2						
Område/station	12	12,23	0,000	25	4,88	0,000
Tid (år)	1	3,71	0,056	1	0,59	0,443
Error	127			224		
AMBI-indeks						
Område/station	12	28,14	0,000	23	6,99	0,000
Tid (år)	1	10,09	0,002	1	0,062	0,803
Error	134			199		
DKI-indeks						
Område/station				23	14,25	0,000
Tid (år)				1	29,95	0,000
Error				180		



Figur 10.1. Udviklingen i bundfauna fra både fjorde og kystnære BF-områder (1998-2009) og fra punktstationer i de åbne indre farvande (1994-2008). Box og Whiskers plots angiver medianværdien med en horisontal streg. Boksens rammer inkluderer 50 % af data og højden er det interkvartile spænd (IS). Vertikale streger angiver spænd af data inden for 1,5 x IS, stjerner er værdier mellem 1,5 x IS og 3 x IS. Cirkler er værdier uden for 3 x IS.

Diskussion

Nedgangen i diversitet, målt som artsrigdom, og individtæthed af bundfaunaen i de åbne farvande har stået på i længere tid frem til 2008. Artsrigdommen er tæt korreleret med antallet af individer, og på flere stationer er individtætheden i slutningen af perioden så lav, at der er en grænse for hvor mange arter, der kan findes i en prøve. Hvorvidt forholdet mellem antal arter og antal individer er forandret, bør undersøges nærmere for at vurdere, om der er sket en ændring af samfundsstrukturen. Det er overvejende sandsynligt, at der har ligget en fælles årsag til grund for denne meget entydige negative udvikling i de danske farvande. Da der ikke foreligger data fra 2009 fra de åbne farvande, er den seneste udvik-

ling i disse områder ukendt. Miljøcentrenes data fra 2009 kommer fra et reduceret antal områder, som indikerer forskellige trends på forskellige steder. Den mest markante ændring er sket i Isefjorden og i den nordlige del af Roskilde Fjord. Der foreligger ikke dokumentation for iltsvind fra nogen af disse områder. De fleste stationer i Kattegat har ikke været påvirket af iltsvind i et omfang, der kan forklare de senere års reduktion i artsdiversitet og individtæthed. Det forhold, at de tolerante arter ikke er blevet mere dominerende i bundfaunasamfundet, kunne tyde på, at den primære årsag ikke er iltsvind og ej heller øget eutrofiering. Andre mulige årsager til forringelsen af bundens faunasamfund kan være en generelt lavere fødetilgang som følge af en reduceret primærproduktion, enten direkte ved svagt faldende niveauer eller ved at stoftransporten til bunden er reduceret som følge af øget omsætning af organisk materiale i vandsøjlen på grund af højere vandtemperaturer (*Hansen & Bendtsen 2009*). Faldet i individtæthed er muligvis begrundet i mindsket fødetilgang. Andre årsager kan være medvirkende, såsom klimabetingede ændringer i økosystemet generelt og fysisk forstyrrelse af bunden forårsaget af fx trawling. Overordnet tyder ændringerne på, at rekruttering til bundfaunasamfundene er blevet ringere, frem for at dødeligheden er gået op, som beskrevet ovenfor. Årsagen til denne så markante ændring er altså endnu ukendt og bør undersøges nærmere.

Sammenfatning

- Der er sket et markant fald i bundfaunaens biodiversitet mange steder i de åbne farvande i løbet af perioden fra 1994 til 2008. Udviklingen i 2009 kendes ikke på grund af manglende data.
- Det begrænsede datamateriale fra 2009 – både fra de åbne farvande og fra fjorde og kystnære områder – gør det svært at vurdere, om de tidligere dokumenterede generelle negative trends i bundfaunaparametre er fortsat.
- Lokalt i Isefjord og Roskilde Fjord er der sket en markant forringelse af bundfaunaen. Årsagen er ikke kendt, da målinger af mulige presfaktorer, som fx iltsvind, ikke er til stede.

11 Tungmetaller i muslinger, fisk og sediment

Martin M. Larsen

NOVANA-programmet omfatter analyser af tilstedeværelsen af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg) i det marine miljø. Analyserne udføres årligt i biota (blåmuslinger, sandmuslinger og skrubber). Der er planer om at inddrage krom (Cr) og arsen (As) i den kommende monitering fra 2011, da de står som potentielt problematiske stoffer på EU's vandrammedirektivliste – derfor er de også inddraget i 2009-afrapporteringen.

Alle metallerne forekommer naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrundsniveau. Alle tungmetaller er ved forhøjede niveauer skadelige for organismer i vandmiljøet. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier, både gennem diffus- og punktkildeforurening. Cd og Hg er begge giftige selv 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 og metaller i forhold til de koncentrationer, der findes i havvand. Derved repræsenterer koncentrationen i muslinger typisk et integreret niveau eller langtidsmiddel 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 evnen til at nedbryde de fleste organiske miljøfarlige stoffer (se *kapitel 12*). De 'nye' metaller, Cr og As, er begge naturligt forekommende og har tidligere været anvendt i imprægnering af træ eller i pesticider. As forekommer som organiske forbindelser, fortrinsvis arsenobetain (*Fødevaredirektoratet 2003*), der er ugiftig for mennesker.

Det samlede program for 2009 bestod af 4 fiskestationer med 10 prøver af hhv. metaller og PCB, 26 muslingestationer, herunder 6 tidstrendstationer med 2 eller 3 replikatprøver (i alt 32 prøver). 4 af disse var DEVANO stationer. Endelig blev der taget prøver på 20 DEVANO sedimentstationer. Programmet er noget mindre end i 2008, hvor der blev rapporteret fisk fra 6 stationer, 38 muslingestationer (i alt 48 prøver inkl. replikater) og 72 sedimentstationer (i alt 103 prøver inkl. replikater). NOVANA-programmet opererer kun med sedimentprøver én gang i den 6-årige programperiode, alle udtaget i 2008 for at sikre sammenlignelighed på tværs af Danmark. Der blev i 2009 ikke udtaget fisk i Ho Bugt og Svanemøllebugten, som ellers har indgået som tidstrendstationer.

Vurdering af målte koncentrationer

Den nordatlantiske havkonvention OSPAR udgav i 2010 en kvalitetsstatus for Nordsøen, QSR 2010, og vurderingskriterierne fra denne (*OSPAR 2009a*) er anvendt i denne rapport. Vurderingskriterierne består af to niveauer: et baggrundsniveau, baseret på et baggrundsvurderingskriterium (BAC, Background Assessment Criteria) og et EU fødevarekriterium. BAC bestemmes ud fra et 'naturligt' baggrundsniveau, som bestemmes som medianværdien af prøver fra 'upåvirkede' områder (*OSPAR 2009b*).

Til denne baggrundsværdi lægges usikkerheden på analyserne for at frembringe en BAC, som så statistisk kan holdes op mod de målte koncentrationer. Det har ikke været muligt at blive enige om et miljøvurderingskriterium for metaller i biota, men for sediment er der anvendt Effect Range Low (ERL) værdier fra den amerikanske miljøstyrelse. Der er fastsat BAC og EU fødevarekriterier for de tre klassiske tungmetaller Pb, Cd og Hg, og herudover BAC for Cu og Zn. For at vurdere Ni, Zn, Cu, Cr og As anvendes derfor desuden det norske Klima- og forurensningsdirektorats vurderingskriterier (hed tidligere Statens forurensningstilsyn, SFT).

EU har i vandrammedirektivet fastsat en grænseværdi for Hg i biota til 20 µg kg^{-1} vådvægt. EQS'en for biota er sat for at beskytte top-predatorer pga. kviksølvs opkoncentrering i fødekæden. Denne værdi anvendes sammen med OSPARs grænser til at indikere grønt (altså acceptabelt) miljø.

Vurderingskriterierne er i QSR 2010 anvendt på det øvre konfidensinterval for tidstrends, dvs. det er sværere at komme under BAC end som her, hvor det er de målte koncentrationer, der er sammenlignet direkte med vurderingskriterierne.

Muslinger

For Zn og Cd var alle prøver under BAC, ca. 2/3 af prøverne for Pb og Hg var under BAC, hvorimod kun 11 % af prøverne var under BAC for Cu. Der var ingen overskridelser af fødevarekravene for Hg, hvorimod 2 prøver for Pb var over fødevaregrænsen, dels ved Roskilde Marina, dels oppe ved det tidligere Stålvalseværk i Frederiksværk. Både Hg og Cd var på baggrundsniveau disse steder. De højeste Cu-koncentrationer blev fundet i sandmusling fra Ringkøbing Fjord, men generelt var Cu-koncentrationerne over baggrundsniveau, undtagen i Roskilde Bredning og ved Egholm i Storebælt.

Tabel 11.1. Vurdering af koncentrationen af metaller i muslinger efter OSPAR QSR 2010 vurderingskriterier, baggrundsassessment-kriteriet (BAC i tørstof, TS) og EU's miljøkvalitetskrav, EQS samt fødevarekrav (vådvægt, VV). Middelværdi af tørstofindholdet i muslingerne var 16 %, svarende til en faktor 6,3 for at omregne mellem TS og VV (TS = 6,3 x VV).

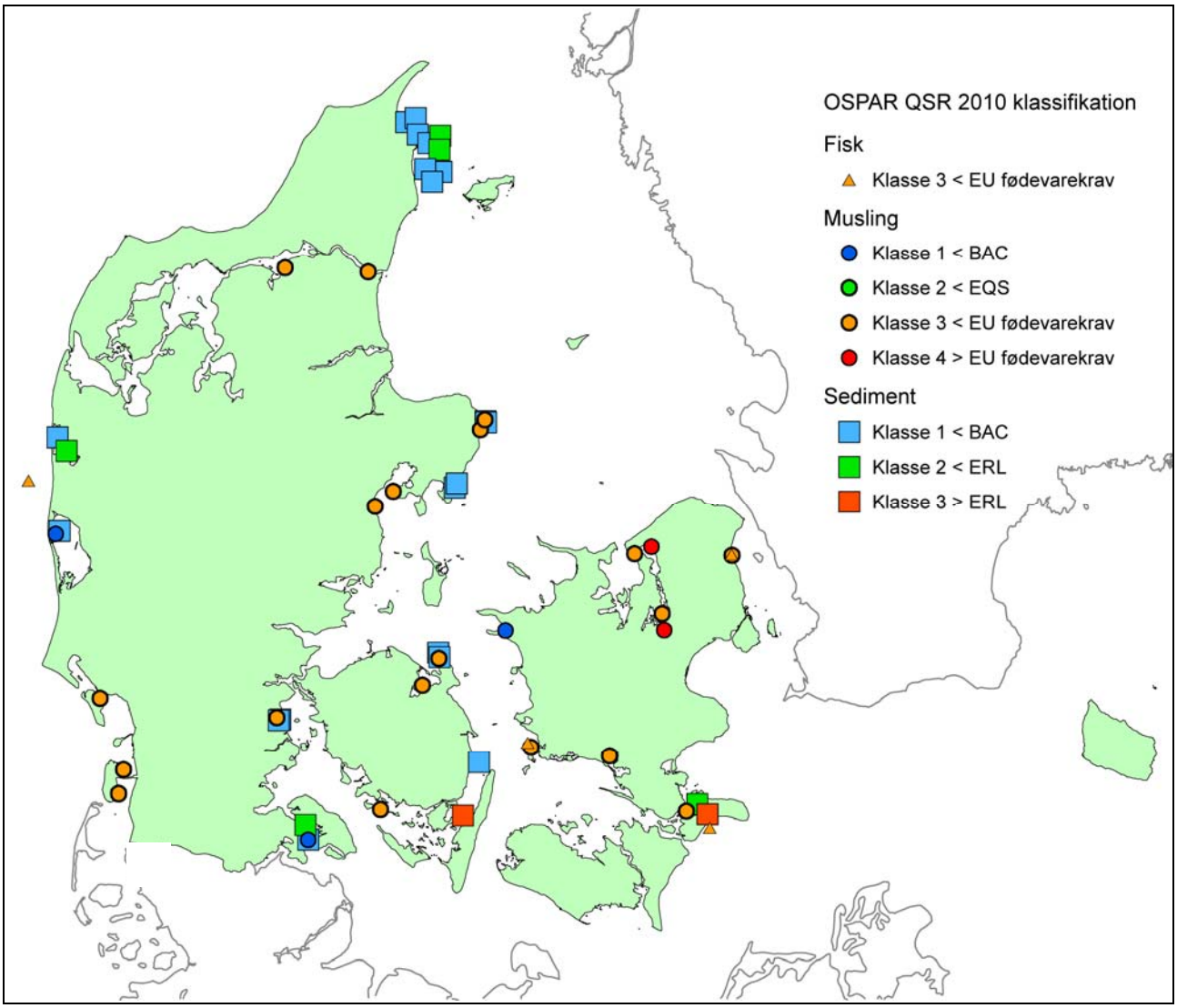
Metal (klasse)	Hg	Cd	Pb
BAC (mg kg^{-1} TS) (1)	0,09	0,96	1,3
% under BAC	61 %	33 %	63 %
EQS (mg kg^{-1} VV) (2)	0,02	-	-
% under EQS	64 %		
Krav (mg kg^{-1} VV) (3)	0,5	1,0	1,5
% under EU's fødevarekrav	100 %	100 %	94 %
Over EU's fødevarekrav (4)	0 %	0 %	6 %

Sammenholdes Hg-koncentrationerne med EU's EQS for Hg i biota var 13 af 36 prøver over: Nivå Bugt, Lister, Juvre Dyb og Halen i Vadehavet, Odense Fjord, Langerak, Stege Sund samt Karrebæk Fjord. I disse områder kan toppredatorer (fx sæler) derfor være udsat for skadelig Hg-belastning. De største overskridelser var i Vadehavet, op til 3 gange over EQS-værdien, men både i Nivå Bugt og Karrebæk Fjord var niveauer ca. 2 gange over EQS.

Tabel 11.2. Procentvis andel af muslinger, der er i hver af de 4 første kvalitetsklasser efter *SFT (2007)*. Ingen muslinger havde koncentrationer over klasse 4.

Tilstand (klasse)	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr	As
Meget god (1)	88,9 %	28,6 %	82,9 %	83,3 %	92,2 %	96,0 %
God (2)	11,1 %	62,9 %	11,4 %	11,1 %	5,88 %	4,0 %
Mindre god (3)	0,0 %	5,7 %	5,7 %	5,6 %	2,0 %	0,0 %
Dårlig (4)	0,0 %	2,9 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

For Zn og Cu kan koncentrationerne kun sammenholdes med BAC, så for at vurdere resultaterne kan det norske system i stedet anvendes. Det norske system har også vurderingskriterier for Ni, Cr og As. Generelt er vurderingskriterierne i det norske system lidt lempeligere end i OSPARs vurderinger, da de er fastlagt for ca. 15 år siden – som eksempel er vurderingen af Pb også vist i *tabel 11.2* til sammenligning.



Figur 11.1. Vurdering af muslinger, fisk og sediment efter OSPAR QSR 2010-kriterier for Hg, Cd og Pb. Farvekoderne er baseret på OSPARs system, så blå betyder koncentrationer under BAC, grøn er værdier mellem BAC og EQS/ERL (for Hg i muslinger og sediment), orange værdier er mellem BAC og EU's fødevarekriterier (fisk og muslinger for Pb og Cd), og endelig er rød for værdier over EU's fødevarekriterier (fisk og muslinger) eller ERL (sediment). Blå og grøn tolkes som acceptabelt, orange som ubekendt (fisk og muslinger er sikre at spise, men der kan være uønskede biologiske respons). Farvekoderne er baseret på den dårligste klasse for Hg, Cd og Pb for de enkelte stationer, se tekst for uddybning.

Selv om Ringkøbing Fjord var på baggrundsniveau for Hg, Cd og Pb i både sediment og muslinger i *figur 11.1* var det her, de højeste niveauer af Cu blev fundet. Niveauerne var 10-30 gange over de næsthøjeste niveauer, og så høje at de kan være skadelige for sandmuslingerne. Koncentrationerne af Cu i sediment var ikke forhøjede i forhold til øvrige sedimentstationer.

Fisk

For fiskeprøver var alle Zn og Pb på baggrundsniveau, og 93 % af Cd og 10-28 % af Hg i muskel og lever lå under BAC. EQS-værdien for kviksølv var også 20 µg/kg VV i fisk mod BAC på 35 µg/kg VV, og derfor var færre fisk under EQS-værdien: 17 % af koncentrationer i leverne og ingen af musklerne var under EQS. Overskridelserne var op til 19 gange EQS-værdien, med medianværdien ca. 5 gange EQS for fiskemuskel. Det er kun kviksølv, der måles i muskel af fisken – de øvrige metaller måles kun i lever. Ingen af de målte koncentrationer lå over fødevarekriterierne. Der blev i 2009 kun udtaget fisk på 4 stationer: i Storebælt, Østersøen (Hjelm Bugt), Øresund (Nivå Bugt) og Nordsøen. Resultaterne er vist på *figur 11.1* som små orange trekanter, da alle fiskestationer lå i klasse 3.

Sediment

Indholdet af metaller i sediment er kraftigt knyttet til de små partikler som ler og silt med en kornstørrelse < 63 µm, og sand fungerer som en 'fortynder', idet der ikke kan sidde metaller (eller organiske forureninger) fast på sandkornene. Derfor er det nødvendigt at normalisere koncentrationerne til et standardsediment med 5 % aluminium (Al) ifølge OSPARs retningslinjer (*OSPAR 2002*). Normaliseringen betyder, at koncentrationer i sedimenter med mindre end 5 % Al bliver justeret op og vice versa.

Sedimenters baggrundskoncentration er baseret på daterede sedimentsøjler, således at koncentrationerne gælder for de dele af søjlerne, der er fra præ-industrialiseringen (før 1850). Som øvre kriterium for 'god' tilstand blev QSR 2010 enige om at bruge US-EPA Effect Range Low (ERL; *OSPAR 2009b*, *US-EPA 2002*), altså det niveau hvor der er lidt eller ingen økotoksikologisk effekt på sedimentlevende organismer. For Ni, Cr og As er der ikke defineret ERL-værdier, så i *tabel 11.3* er 7 % (2 prøver) højere end BAC.

På *figur 11.1* ses, at langt hovedparten ligger på baggrundsniveau for Hg, Cd og Pb, eller under ERL (acceptabel tilstand, blå/grøn). Kun sedimentprøverne ved Langelandssund og Stege Nor har forhøjede koncentrationer af alle tre metaller.

Tabel 11.3. Vurdering af koncentrationen af metaller i sediment efter OSPAR QSR 2010 vurderingskriterierne: baggrundsvurderingskriteriet (BAC, normaliseret til 5 % Al) og US-EPA ERL.

Tilstand	Zn	Cu	Hg	Cd	Pb	Ni, Cr, As
% under BAC	79,3 %	92,9 %	86,2 %	69,0 %	93,1 %	93,1 %
% mellem BAC og ERL	3,4 %	0,0 %	0,0 %	24,1 %	0,0 %	Ikke defineret
% større end ERL	17,2 %	7,1 %	13,8 %	6,9 %	6,9 %	6,9 %

OSPAR og HELCOM

Danmark er aktiv deltager i både Østersø- og Nordsøkonventionerne, og i begge disse er der i årene op til 2010 udført et stort arbejde med at vurdere miljøtilstanden via de overvågningsprogrammer, de deltagende lande

gennemfører. For Danmarks vedkommende drejer det sig om NOVA- og NOVANA-programmerne.

Nordsøkonventionens målsætning er, at tungmetalkoncentrationerne skal ligge tæt på baggrundskoncentrationerne, eller at opnå koncentrationsniveauer der ikke giver uacceptable biologiske responser eller niveauer af responser. Tidslig udvikling undersøges for at demonstrere fremskridt mod målsætningen om at nå ned på baggrundsniveau inden 2020, og for Cd, Pb og Hg var vurderingen i 2008, at det ikke kan nås med den nuværende indsats (*OSPAR 2008b*). Et eksempel på vurderingen for Hg i biota ses i *figur 11.2*. Det bemærkes, at der er mange stigende tendenser i Kattegat/Skagerrak og i alt 14 stigende mod 7 faldende tendenser i muslinger og fisk, og OSPARs konklusion er, at der skal strammes yderligere op mod langtransport og lokale udledninger af kviksølv. Betragtes sediment, som er langsommere om at reagerer på ændringer i tilførsler, er der for hele Nordsøen fundet 22 faldende tendenser for Hg i sediment og kun 4 stigende tendenser (ikke afbilledet), baseret fortrinsvis på data fra den tyske del af Vadehavet og ned til Den Engelske Kanal samt rundt om England.

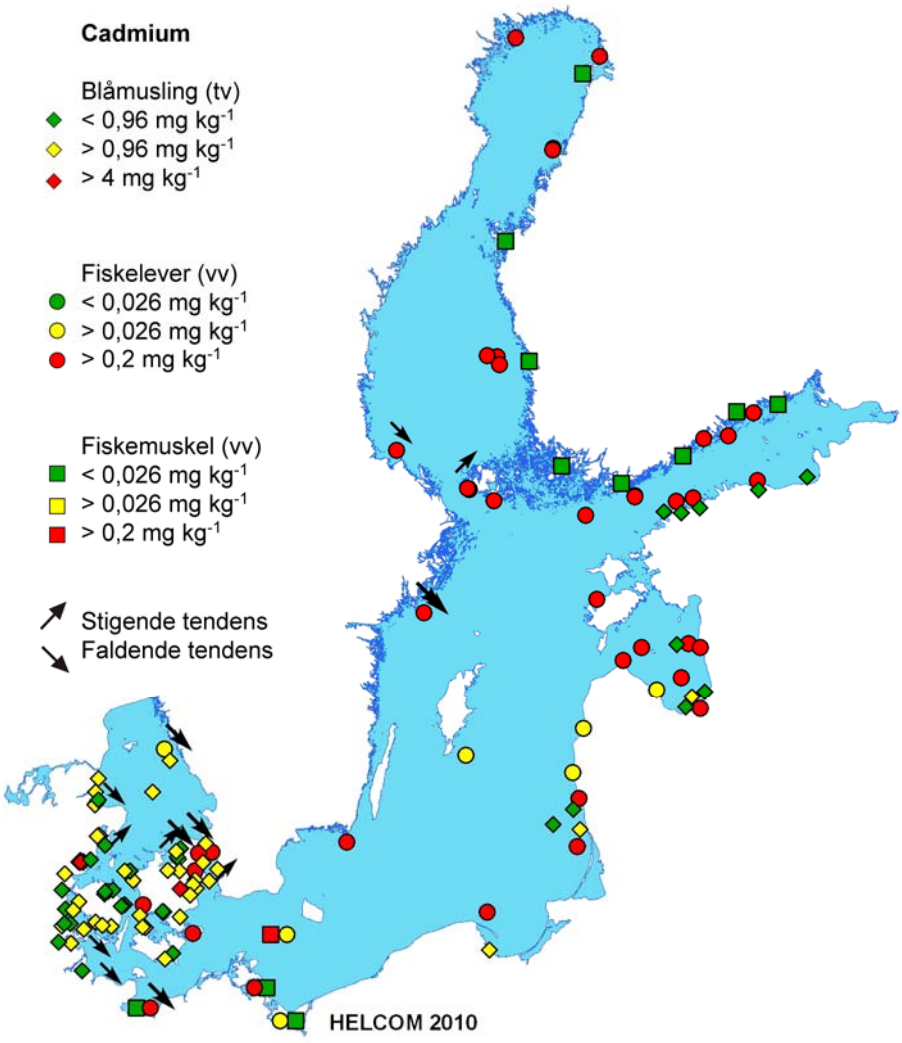
Figur 11.2. Eksempel på kort fra *OSPAR 2009a*. Data viser kviksølv i biota. Blå indikerer værdier under baggrundsniveau, og gul indikerer værdier mellem baggrund og EU's fødevarekriterier, men at det ikke kan vurderes, om niveauet er acceptabelt. Rød indikerer værdier over EU's fødevarekriterier. Trekanter indikerer resultatet af tidstrendanalyser, der viser stigninger (trekant peger opad) eller fald (trekant peger nedad) i perioden 1998-2007. Firkantede symboler indikerer, at der ikke er nogen trend, cirkler at der ikke er nok data til at dokumentere tidstrends. Bemærk de generelt stigende tendenser i Kattegat/Skagerrak.

For Østersøen er data op til 2008 vurderet med hovedvægt på de sidste 5 år og hovedsageligt med de samme vurderingskriterier som OSPAR. Der er dog også anvendt lokale vurderingskriterier for nogle områder, og der indgår flere metaller i vurderingen af Østersøens miljøtilstand. Der er 4 økologiske mål, som skal understøtte HELCOMs strategiske mål, at Østersøens liv er uforstyrret af miljøfarlige stoffer: 1) koncentrationer af miljøfarlige stoffer skal ligge tæt på naturlige niveauer, 2) alle fisk skal være sikre at spise, 3) dyr og planter skal være sunde samt 4) radioaktivitet (radionukleoider) skal ligge tæt på før-Chernobyl-niveau.

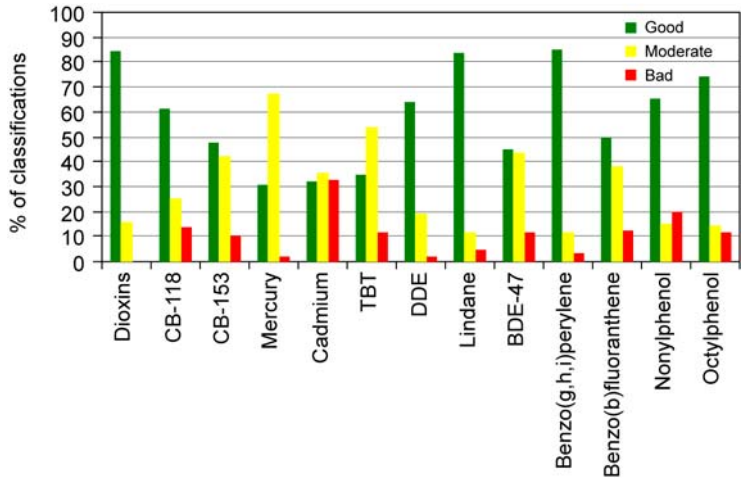
På *figur 11.3* ses vurderingen af Cd i biota, hvor indholdet i især fiskelever ser ud til at ligge over fødevarekriterierne jo længere ind i Østersøen, man kommer. Normalt spiser man ikke fiskelever (cirkler), men muskler (firkanter). Koncentrationsniveauerne i fisks lever er normalt højere end i musklen, da Cd udskilles i leveren. Man kan derfor ikke vurdere, om

fisk er 'sikre at spise' på baggrund af levermålingerne. Bemærk, at indholdet af Cd i muslinger (romber) også vurderes at være på baggrundsniveau inde i Finske Bugt. Udviklingen i Cd-indholdet er generelt faldende, men der er stationer i Århus Bugt, Øresund og Roskilde Fjord, der udviser stigende tendens (pil op).

Metallerne Pb og Hg i biota og sediment udviser de højeste kontaminant-ratioer (ratio af målte koncentrationer mod vurderingskriterier) i 9 % af 137 observationer, og for Cd i 5 % af observationerne, hvilket fører til en 2., 3. og 8. plads i listen over stoffer med højest kontaminant-ratioer (*figur 11.4*). De mest problematiske stoffer er PCB'er, som i 20 % af de 137 observationer har den højeste kontaminant-ratio. Herefter følger Pb, Hg, ^{137}Cs, DDT/ DDE, TBT og Benz[a]anthracen med den højeste procentvise andel af højeste kontaminant-ratioer.



Figur 11.3. Eksempel på kort fra *HELCOM 2010b*. Data viser cadmium i biota og resultater af tidstrendanalyser for stationer med mere end 5 års data (pile op for stigende, nedad for faldende tendens). Data for blåmuslinger (romber), fiskelever (cirkler) og fiskemuskler (firkanter) er vurderet med vurderingskriterierne angivet på figuren. Bemærk især, at indholdet i fiskelever generelt er over fødevarekriterierne, hvorimod fiskemuskler er under fødevarekriterierne, og endda på baggrundsniveau.



Figur 11.4. Fordelingen af stoffernes bidrag til de enkelte klassificeringer. Bemærk, at cadmium bidrager med næsten lige stor andel af acceptabel (grønne søjler, kontaminant-ratio < 1), problematisk (gule søjler, kontaminant-ratio < 5) og uacceptabel (røde søjler, kontaminant-ratio > 5). Den laveste procentvise acceptable (grønne) klasse er kviksølv fulgt af cadmium. Gengivet med tilladelse fra HELCOM: *HELCOM 2010a*.

I både Nordsøen og Østersøen er der observeret både stigende og faldende tidslig udvikling for metalniveauerne, og i begge konventioner vurderes det, at metallerne udgør et problem i forhold til opfyldning af konventionernes overordnede målsætninger.

Sammenfatning

- Metalindholdet i muslinger og fisk lå tæt på baggrundsniveau for Zn og Cd.
- I fisk lå Pb normalt under detektionsgrænsen og tæt på baggrundsniveau; for muslinger var ca. 2/3 af prøverne tæt på baggrundsniveau. Kun for Pb fandtes koncentrationer i muslinger over EU's fødevarekriterium.
- For Hg lå indholdet i 2/3 af muslingerne og i 1/4 af fiskene på baggrundsniveau, og ca. 1/3 af muslingerne lå over EU's EQS målsætning samt alle fiskene.
- Ringkøbing Fjords sandmuslinger lå generelt på baggrundsniveau, undtagen for kobber, som udviste de højeste koncentrationer i alle muslinger, og tæt på niveauer som er toksiske for sandmuslinger.
- OSPAR- og HELCOM-vurderinger i 2010 peger på metallerne som årsag til, at konventionernes målsætninger om niveauer i sediment og biota på baggrundsniveau ikke kan opnås.
- Både OSPAR og HELCOM finder stigende tendenser for metaller i biota og finder, at der skal gøres en yderligere indsats for at reducere udledningerne både lokalt og globalt for specielt kviksølv.

12 Miljøfremmede stoffer i muslinger, fisk og sediment

Martin M. Larsen

De miljøfremmede stoffer, som indgår i NOVANA, er 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 deres overlevelse. En del af stofferne er også sat i forbindelse med fx hormonforstyrrende effekter. De miljøfremmede stoffer måles i muslinger og fiskelever hvert år.

Som supplement til NOVANA er der igen i år udtaget prøver i det regionale DEVANO-program, hvori der de sidste to år også har indgået sedimentprøver.

I sedimenter, muslinger og fisk blev der analyseret for de forbudte organoklorforbindelser PCB (20 stk., inkl. de 7 der indgår i ∑PCB7) samt de klorerede pesticider DDT (5 stk.), HCH (3 stk.), HCB og chlordan (transnonachlor). I muslinger og sediment blev der desuden analyseret for antibegroningsmidlet tributyltin (TBT, 4 stk.), bromerede flammehæmmere (PBDE, 9 stk.), dioxin, furaner og coplanare PCB'er (i alt 21 stk.), tjærestoffer (PAH, 28 stk. inkl. 16 stk. US-EPA standard), som kommer fra forbrænding og oliespild, men også naturlige processer som skovbrande og vulkanudbrud samt blødgørere (phthalater, 3-4 stk.) fra plastproduktion o.l. og i sediment desuden nonylphenoler og hexachlorbutadien (HCBD). De bromerede flammehæmmere er målt siden 2004 ved starten af NOVANA-programmet. Udover de sædvanlige NOVANA-prøver er der også analyseret DEVANO-prøver med phthalater, dioxiner, furaner og coplanare PCB'er som supplerende stoffer til NOVANA-programmet.

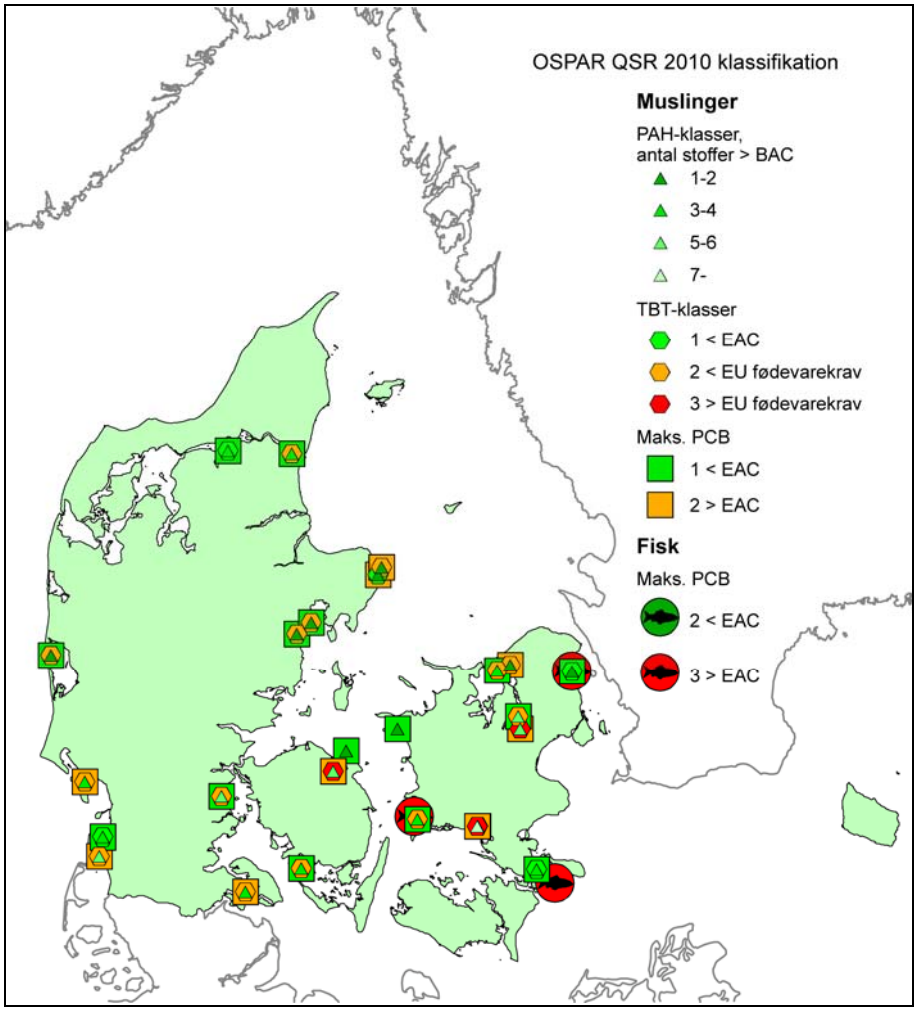
Programmet er fortrinsvist baseret på de internationale forpligtelser i henhold til EU, OSPAR og HELCOM. Der analyseres for miljøfremmede stoffer i de samme prøver, som beskrevet for metaller (*kapitel 11*), og der er i OSPAR-regi udarbejdet tidstrendanalyser for 1998-2008, hvorfra de danske resultater er vist i afsnittet 'OSPAR- og HELCOM-vurdering af havmiljøet'. Der er en aftale mellem EU og OSPAR om, at denne vurdering skal indgå i grundlaget for EU's kommende marine strategi.

De seneste år er der foretaget en del screeningsundersøgelser af stoffer, som potentielt kan udgøre en fare i det marine miljø. I 2008 er der foretaget screeningsundersøgelser af chloralkaner i marine og ferskvandssedimenter (*Larsen m.fl. 2010*) og af methylkviksølv og hexachlorbutadien i muslinger, fisk, fugle og pattedyr (*Strand m.fl. 2010*).

Vurdering af målte koncentrationer

Koncentrationen af miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk vurderes i denne rapport primært i forhold til det nye sæt kriterier fra OSPARs QSR 2010 (se *kapitel 11*). For muslinger og fisk anvendes økotoksikologiske vurderingskriterier (EAC), hvorimod der for sedimenter er anvendt både OSPARs EAC-kriterier for chlorerede pesticider og PCB og de amerikanske miljøkriterier (US-EPA, koncentrationer i 'Effect range low').

Endelig har EU i 2008 vedtaget et direktiv, der sætter grænser for hexachlorobenzen (HCB) på 10 µg kg^{-1} vådvægt og hexachlorbutadien (HCBD) på 55 µg kg^{-1} vådvægt for den mest velegnede indikator blandt fisk, bløddyr, krebsdyr og anden biota. HCBD er målt i sediment og screenet i biota i 2009.



Figur 12.1. Vurdering af muslinger efter OSPAR QSR 2010 kriterier. Farvekoderne er baseret på OSPARs system, som beskrevet i *kapitel 11*. Den store firkant angiver status for PCB'ernes maksimale klasse (under EAC = klasse 2 = grøn, over = rød), inde i kassen er TBT-klassen angivet (orange = over EAC men under EU's fødevarekrav, rød = over EU's fødevarekrav). Farven i den lille inderste trekant angiver antallet af PAH over BAC (klasse 1). Bemærk de tre fiskestationer i Østersøen, Øresund og Storebælt; enkelte individer er i klasse 2 under EAC, men mindst én er i klasse 3, så de er alle røde (over EAC).

Muslinger

Detektionsgrænsen for TBT ligger omkring BAC, så kun hvis TBT ikke kan påvises, kan den blå farve opnås (se *kapitel 11*). TBT blev påvist i alle muslingeprøver. I 34 % af tilfældene under EAC, og for 88 % under EU's fødevarekrav, og i 4 prøver fra Roskilde Marina, Odense Fjord og Karrebæk Fjord over EU's fødevarekrav. For prøverne med indhold over EAC kan effekter af TBT ikke udelukkes (*figur 12.1*). For PAH'erne er der EAC- og BAC-værdier for ni af de målte PAH'er, og for alle prøver var mindst en af disse over BAC-værdien. Ingen prøver var over EAC-værdierne, så antallet af PAH'er, der er over BAC, er indikeret i *figur 12.1*. For PAH'erne anthracen, fluoranthen, pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylen var 75-100 % af prøverne under BAC, mens naphthalen kun var under BAC i én prøve (*tabel 12.1*). For phenanthren og chrysen/triphenylen var hhv. 25 % og 47 % af prøverne under BAC. Der er fastsat BAC-værdier for 13 individuelle PCB'er, og fastlagte EAC-værdier for 6 PCB'er (PCB-28, 52, 101, 105, 118 og 153). Specielt PCB-118 var over EAC i mange prøver (ca. 1/3), og dermed kan det ikke udelukkes, at disse stationer er påvirket af PCB-118. For de øvrige PCB'er var der kun én prøve over EAC for PCB-101. Kun for PCB-28, 52 og 105 var

mere end 77-85 % af prøverne under BAC, og dermed inden for rækkevidden af OSPARs målsætning om koncentrationer nær baggrundsværdi (som pr. definition er 0 for PCB).

Tabel 12.1. Vurdering af koncentrationen af udvalgte miljøfremmede stoffer i muslinger efter OSPAR QSR 2010 vurderingskriterier, baggrundsassessment-kriteriet (BAC), OSPAR miljøvurderingskriterium (EAC) og EU's fødevarekrav eller vandrammedirektiv EQS (VV) (*: BAC fra 2007-rapport)

Tilstand	TBT	Fluoranthen	Benzo(a)pyren	PCB-101	PCB-118	HCB
BAC (µg kg^{-1} VV)	1	12,2	1,4	0,7	0,6	0,63
% under BAC	0 %	22 %	0 %	26 %	12 %	100 %
EAC (µg kg^{-1} VV)	5	110	600	6	1,2	-
% > BAC <EAC	0 %	78 %	100 %	71 %	56 %	
Over EAC	34 %	0 %	0 %	3 %	32 %	-
Over EU's fødevarekrav eller VRD EQS	12 66 %	Ingen krav	Ingen krav	Ingen krav	Ingen krav	10 (EQS) 0 %

Der blev undersøgt for 10 bromerede flammehæmmere, men kun 3 blev påvist i mere end én prøve: BDE 154 i 8 prøver, BDE 99 i 22 prøver og BDE 47 i 26 af 34 mulige prøver. De højeste koncentrationer var for BDE 47 (0,95 µg kg^{-1}) og BDE 99 (1,25 µg kg^{-1}) – begge værdier fra Kulhuse i Roskilde Fjord, det eneste sted hvor også BDE 153 og 183 blev påvist.

Der blev i 2009 målt for dioxiner og furaner (PCDD/F) og co-planare PCB'er (cPCB) i 11 af prøverne. For PCDD/F og cPCB er de højeste faktisk målte koncentrationer for CB-77, men normalt opgør man dioxinerne efter deres WHO toks-ækvivalent (TEQ), som er en sum af koncentrationen af de enkelte PCDD/F og cPCB'er, omregnet til den farligste type PCDD med en faktor der afhænger af 'farligheden' (toksiciteten). TEQ-summen for PCDD/F og cPCB er vist i *tabel 12.2*, og det kan ses, at de co-planare PCB'er generelt bidrager mere til farligheden end de 'ægte' PCDD/F'er (WHO TEQ cPCB > WHO TEQ PCDD/F).

Tabel 12.2. Målte niveau af dioxiner som toks-ækvivalenter (ng kg^{-1} TS) samt den coplanare CB-77.

	WHO TEQ PCDD/F	WHO TEQ cPCB	CB-77
Minimum	0,22	0,44	11
Median	0,85	1,33	22
Maksimum	1,44	2,56	87

Phthalater blev i 2009 målt i 12 prøver, og følgende 4 repræsentanter blev påvist: Dibutylphthalat (DBP), Diethyl phthalat (DEHP), Di-octyl-phthalat (DiOP) og Di-iso-nonylphthalate (DiNP), men kun DEHP og DiNP fandtes i alle prøver (*tabel 12.3*).

Tabel 12.3. Målte niveauer af phthalater (µg kg^{-1} TS) og antal påvisninger ud af 12 prøver.

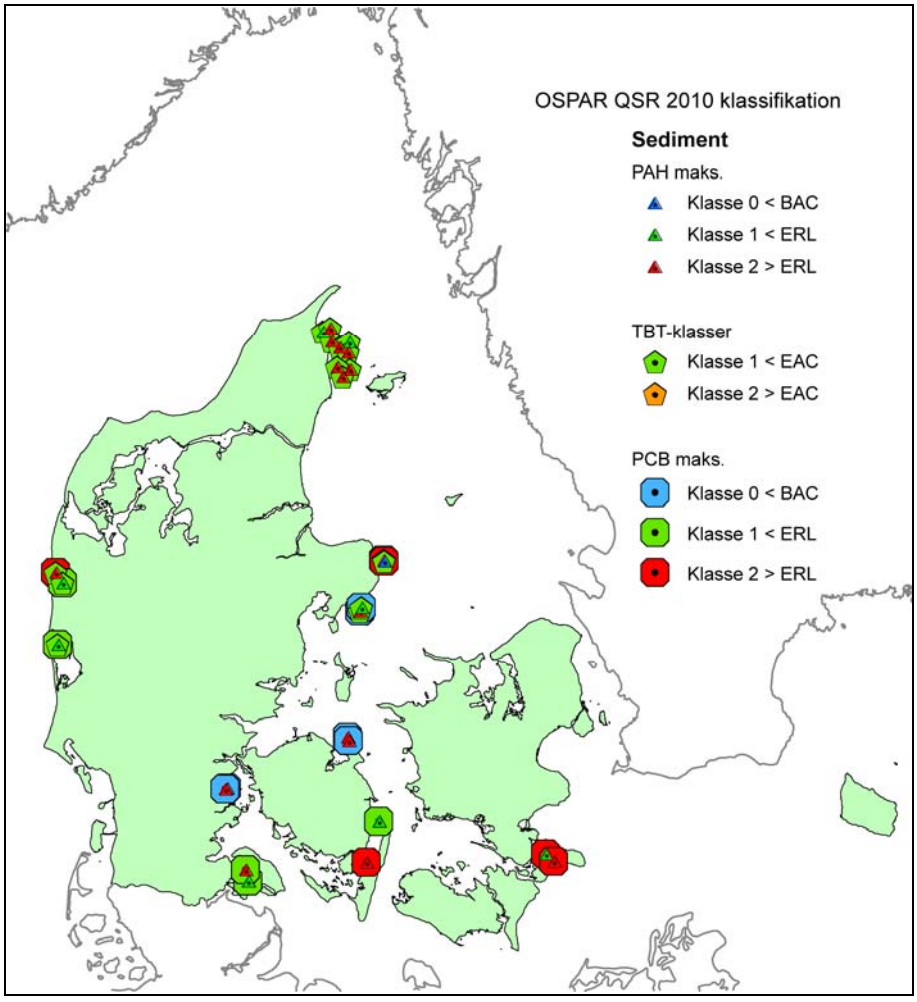
	DBP	DEHP	DiOP	DiNP
Minimum	17	270	13	180
Median	140	420	28	310
Maksimum	1.000	220	160	680
Antal	9	12	5	12

Fisk

Der måles 10 fisk på hver af de 3 stationer, hvor der er målt PCB, og ligesom for muslinger er PCB-118 over EAC for 1/3 af prøverne (Storebælt, Øresund og Østersøen). Ingen af PCB-28, 52, 101 eller 138 var over EAC efter omregning til fedtvægt, hvorimod PCB-180 var over EAC i 83 % af prøverne, som den værste af PCB'erne, og gør at alle fiskestationer har uacceptabelt indhold. Fedtindholdet i lever lå mellem 1,8 og 22,6 %, hvilket giver en faktor 4 til 50 på de målte koncentrationer i mg kg^{-1} vådvægt før sammenligning med EAC-værdierne. Der er ikke taget fisk ved Svanemøllebugten i 2009, derfor er fisk fra Nivå Bugt analyseret for PCB i stedet for Hvide Sande-stationen i Nordsøen. På *figur 12.1* er fiskestationernes højeste klasse angivet.

Sediment

Der findes data for PAH'er fra 29 prøver i 2009 og 20 for PCB, idet PCB ikke indgik i Miljøcenter Aalborgs prøver fra Kattegat. Kun for naphtalen var alle prøver under ERL-grænsen, således at der ikke forventes effekter af naphthalen i sedimenter (*tabel 12.4*). For de øvrige PAH'er var ca. 10 % af prøverne (2-3) over ERL, således at det ikke kan udelukkes, at der er effekter af PAH'erne på dyr, der lever i sedimentet. I ca. 2/3 af sedimentprøverne var PAH'erne under BAC (*tabel 12.4*), undtagen for benz(a)anthracen, pyren og chrysen/triphenylen, hvor 40-52 % af prøverne var under BAC. Resultaterne for sediment er vist i *figur 12.2*, hvor alle PAH havner i klasse 2 (over BAC men under ERL).



Figur 12.2. Vurdering af sediment efter OSPAR QSR 2010-kriterier. Farvekoderne er baseret på OSPARs system, som beskrevet i *kapitel 11*. Blå symboler indikerer baggrundsniveau (BAC). Den store firkant angiver status for højeste klasse for de målte PCB'er (under ERL = grøn, over = rød). Inde i er TBT-klassen angivet som enten grøn (<EAC, da BAC ligger under detektionsgrænsen) eller orange for over EAC. Endelig angiver farven i den lille trekant status for den højeste klasse PAH, ligesom for PCB.

Tabel 12.4. Vurdering af koncentrationen af udvalgte miljøfremmede stoffer i sediment efter OSPAR QSR 2010 vurderingskriterier, baggrundsassessment-kriteriet (BAC), og US-EPA's Effect Range Low (ERL).

Tilstand	Naphtalen	Phenanthren	Benzo(a)pyren	PCB-101	PCB-118	gamma-HCH
BAC (µg kg^{-1} TS)	8	32	30	0,14	0,17	0,97
% under BAC	66 %	69 %	62 %	75 %	65 %	90 %
ERL (µg kg^{-1} TS>)	160	240	430	6	0,6	1,45
% > BAC < ERL	33 %	21 %	28 %	20 %	20 %	10 %
Over ERL	0 %	10 %	10 %	5 %	15 %	0 %

PCB-data er vurderet for de 7 PCB'er, der indgår i summen af PCB'er, 3 af disse (PCB-28, 52 og 153) fandtes ikke i prøver over ERL, hvorimod PCB-101, 138 og 180 var over ERL i 5 % af prøverne (dvs. én prøve). Endelig var der 3 prøver (15 %) med PCB-118 over ERL. Procentdelen af prøver, der lå under BAC, fulgte generelt PCB-nummeret, således at 90 % af prøverne havde PCB-28 under BAC, hvorimod kun 55 % af prøverne havde PCB-153 under BAC. For nedbrydningsproduktet af DDT, p,p'-DDE, var 100 % under BAC.

Ud af alle sedimentprøver blev 17-20 stk. også undersøgt for indholdet af dioxin, bromerede flammehæmmere, phthalater og nonylphenol samt nonylphenol ethoxylater, og udvalgte resultater er præsenteret i *tabel 12.5*. Niveauerne af nonylphenolethoxylater var i samme område som nonylphenol. Octylphtalat var derimod langt under niveauet for de øvrige phthalater og blev kun påvist i 25 % af prøverne, mod fund i 80-90 % af prøverne for de øvrige phthalater.

Tabel 12.5. Målte niveauer af phthalater og nonylphenol (µg kg^{-1} TS) og antal påvisninger ud af 20-29 prøver over detektionsgrænsen (DL).

	DBP	DEHP	DiNP	Nonylphenol
Minimum	< 1	< 1	< 1	< 1
Median	17	64	53	63
Maksimum	233	714	355	690
Prøver over detektionsgrænsen	17	16	16	13

Dioxiner blev påvist i 25-100 % af prøverne (*tabel 12.6*) – for de fleste i lave koncentrationer – men OCDD, OCDF, 1234678-HpCDD og 1234678-HpCDF blev, sammen med CB-77, fundet i niveauer en faktor 6-100 over de maksimale koncentrationer af de øvrige HCDD/F-kongener.

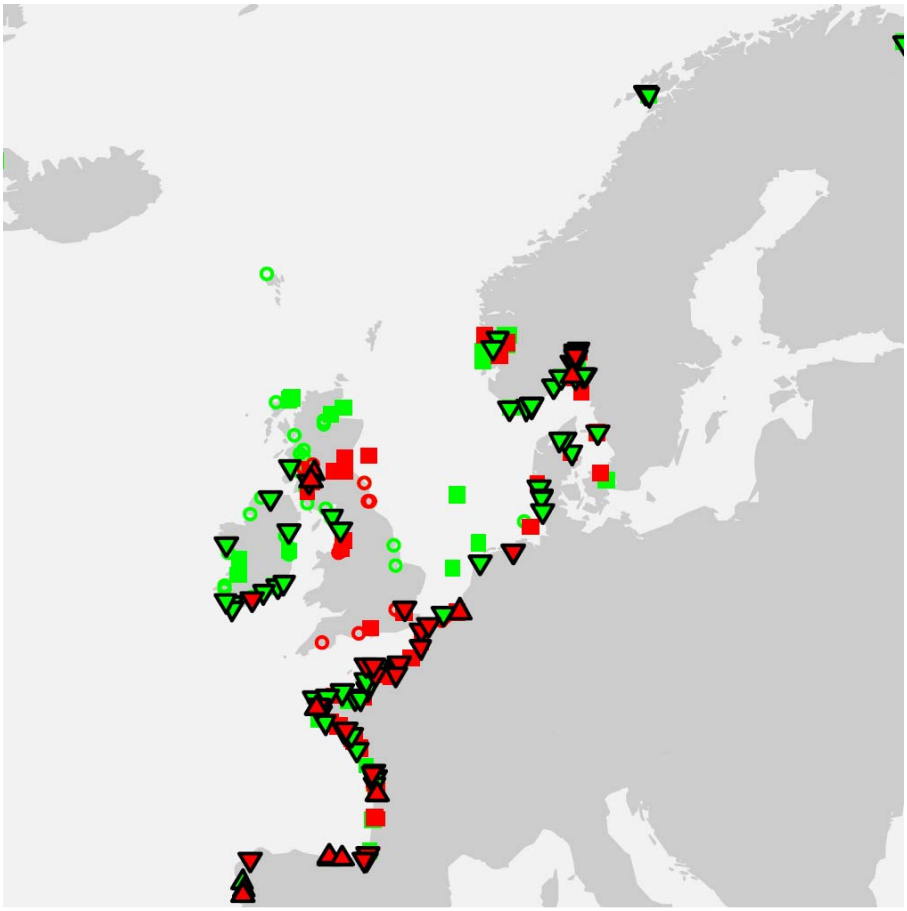
Tabel 12.6. Vurdering af koncentrationen af udvalgte dioxiner, furaner og coplanare PCB'er i sediment.

ng kg^{-1} TS	1234678-HpCDD	OCDD	1234678-HpCDF	1234789-HpCDF	OCDF	CB-77 copl
Minimum	0,20	0,95	0,077	< detektionsgrænsen	0,052	0,56
Median	4,0	17,1	4,7	0,23	4,9	4,5
Maksimum	30,4	141,3	27,6	1,5	34,3	36,9
Prøver over detektionsgrænsen	20	20	18	12	18	20

OSPAR- og HELCOM-vurdering af havmiljøet

Som beskrevet i *kapitel 11* er der både i Nordsøkonventionen (OSPAR) og Østersøkonventionen (HELCOM) foretaget en vurdering af miljøtilstanden af deres havområder, enten som en 'quality status report' (QSR 2010, *OSPAR 2009a*), eller som en 'integrated thematic assessment' (*HELCOM 2010a, b*).

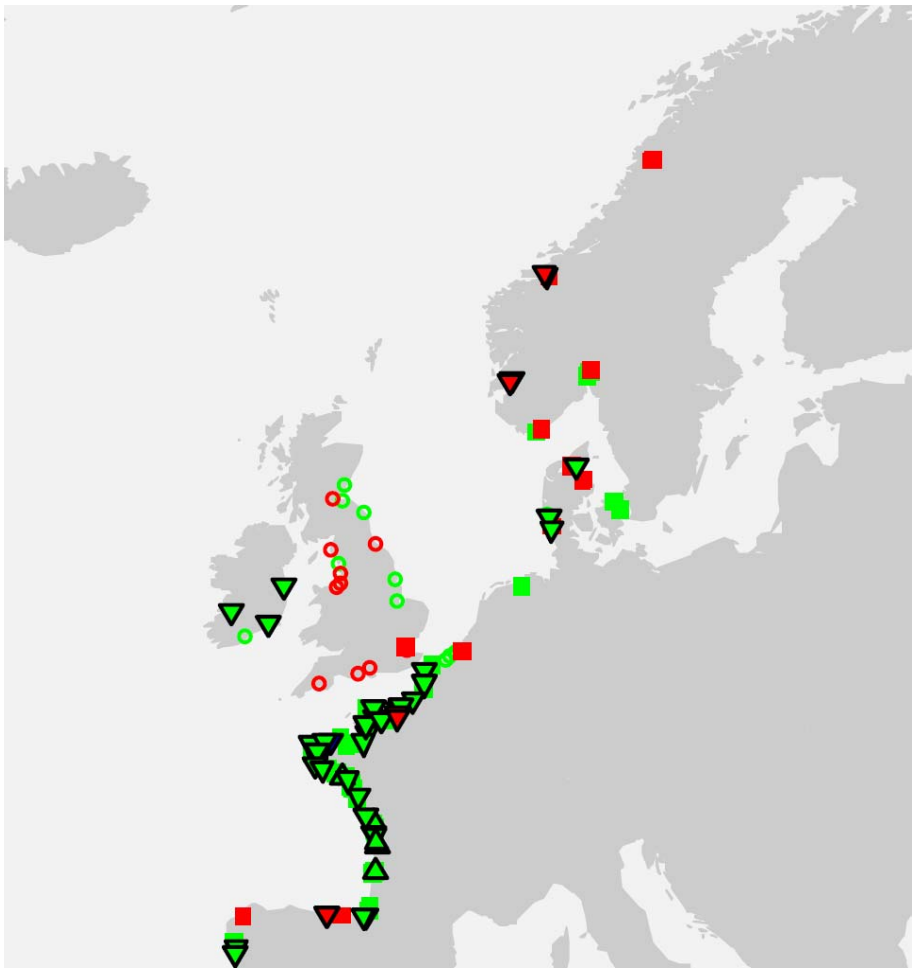
Nordsøkonventionen har fortrinsvis medtaget PCB, PAH og TBT i deres QSR 2010, og for alle tre stofgrupper er den dominerende retning nedadgående for indholdet i sediment, fisk og muslinger. I *figur 12.3* ses den samlede vurdering for Nordsøen, og kun meget få steder er koncentrationen på vej op i løbet af de sidste 10 år – mest langs Spaniens kyst til Biscayen og Nordsøen og enkelte steder langs England, Norge og Frankrigs kyst.



Figur 12.3. Eksempel på kort fra OSPAR (*OSPAR 2009a*). Data viser PCB i biota. Blå indikerer værdier under baggrundsniveau (ingen tidstrendstationer, men en del op langs den norske kyst for ikke-tidstrendstationer), grønne værdier mellem baggrund og EAC. Rød er værdier over EAC. Trekanter indikerer resultatet af tidstrendanalyser, der viser stigninger (trekant peger opad) eller fald (trekant peger nedad) i perioden 1998-2007. Firkantede symboler indikerer, at der ikke er nogen trend, cirkler at der ikke er nok data til at dokumentere tidstrends. Bemærk at det kun er få steder i Spanien, Englands vestkyst og ved Oslo fjordens munding, hvor PCB viser en stigende tendens.

Det samme billede tegner sig for Østersøen i deres tematiske vurdering af miljøfarlige stoffer. Her er PCB og klorerede pesticider dog en af hovedårsagerne til, at målsætningerne ikke opfyldes, især hvad angår CB-118, som også fundet i danske farvande, og i 20 % af 137 områder i Østersøen er PCB'er skyld i, at områder er forstyrret af miljøfarlige stoffer (*HELCOM 2010a*).

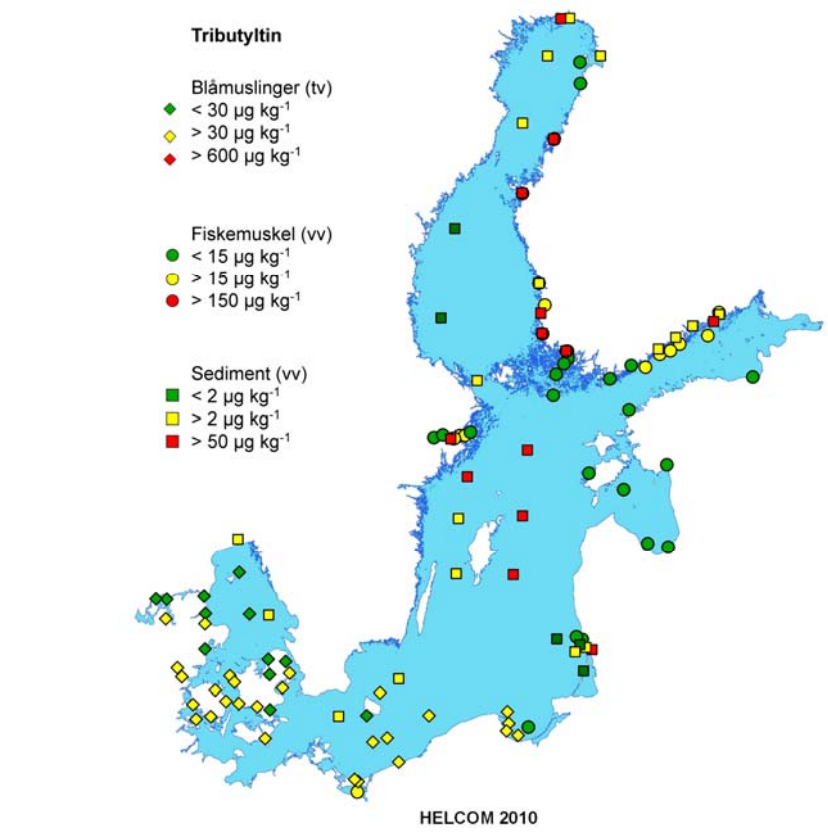
PAH'erne ser også ud til generelt at være faldende i koncentration og er sjældnere skyld i overskridelser af EAC i både Nordsøen og Østersøen. I Østersøen optræder 5 PAH'er (benz[a]anthracen, anthracen, benzo([ghi]-perylene, benzo[k]fluoranthen og fluoren) på listen over problemstoffer, hvor 1-7 % af observationerne har høje kontaminant-ratioer (*figur 12.4*). For Nordsøen er det specielt norske fjorde og områder rundt om England, som er over EAC; i Norge er kilderne primært metalforarbejdning og smelteværker (*figur 12.3*).



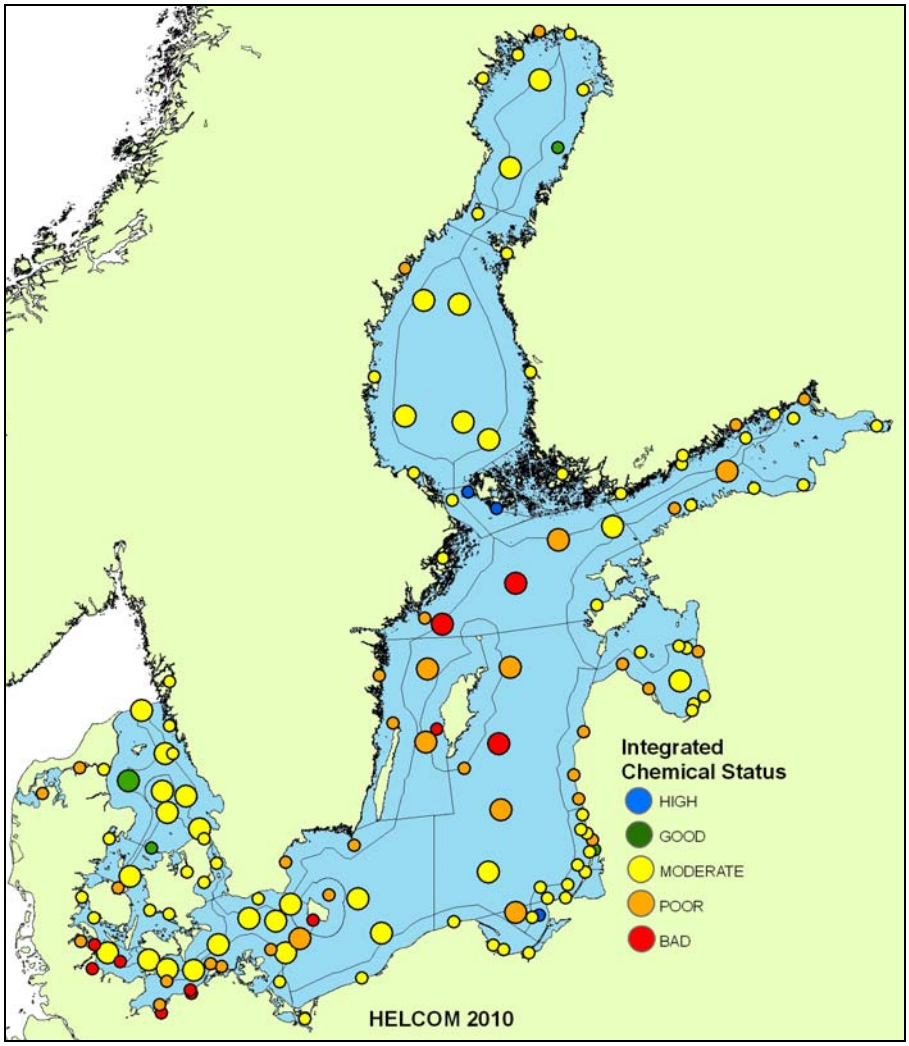
Figur 12.4. Eksempel på kort fra OSPAR (*OSPAR 2009a*). Data viser PAH i biota. Blå indikerer værdier under baggrundsniveau (ingen tidstrendstationer, men et par spanske stationer i Biscayen er under BAC), grønne værdier mellem BAC og EAC. Rød er værdier over EAC. Trekanter indikerer resultatet af tidstrendanalyser og viser stigninger (trekant peger opad) eller fald (trekant peger nedad) i perioden 1998-2007. Firkantede symboler indikerer. at der ikke er nogen trend, cirkler at der ikke er nok data til at dokumentere tidstrends. Bemærk der er kun få steder i Frankrig, hvor der er stigende tendens for PAH-koncentrationen.

Tributyltin har tidligere været et af de værste problemer i danske farvande, men en international indsats mod anvendelsen af TBT i skibsmaling har ført til faldende tendens i koncentrationen i sediment og muslinger. TBT har specifikke biologiske effekter, som er beskrevet i næste kapitel, og disse anvendes til at vurdere forekomsten af TBT. Koncentrationen af TBT i muslinger, fisk og sediment fra Østersøen er vist i *figur 12.5*. En del områder er ved at nærme sig acceptabelt niveau, men især sedimenter i den dybe del af Østersøen og i den Finske Bugt indeholder stadig høje niveauer af TBT. *HELCOM (2010a)* vurderer, at TBT i 8 % af deres områder giver de højeste kontaminant-ratioer.

For Østersøen er der anvendt et beregningsprogram kaldet CHASE, som giver en samlet vurdering af tilstanden ud fra ratioen mellem målte koncentrationer og forskellige vurderingskriterier (fortrinsvis de samme som OSPAR har anvendt i Nordsøen). Ud fra en sum af kontaminant-ratioer for de 4 økologiske målsætninger for Østersøen (se *kapitel 11*) og med passende vægtning af de anvendte vurderingskriterier, kan en integreret kemisk status beregnes. Resultatet for Østersøen er vist i *figur 12.6*. De fleste danske områder får prædikatet 'moderat' status. Enkelte stationer i Kattegat opnår 'god' status, og på den anden side af 'moderat' er der to stationer i Limfjorden og Odense Fjord som opnår en 'dårlig' status, og en station i det sydlige Bælthav der får 'dårlig' som samlet tilstandsvurdering.



Figur 12.5. Status for TBT i muslinger (romber), fiskemuskel (cirkler) og sediment (firkanter). Generelt er TBT-niveauerne i miljøet for nedadgående, siden 2003, hvor TBT har været forbudt at påføre skibe, og siden 2008 må skibe, der anløber EU-havne, ikke anvende TBT. Se også *kapitel 13* om biologiske effekter af TBT (gengivet med tilladelse efter *HELCOM 2010b*).



Figur 12.6. Kemisk status, baseret på alle parametre og prøvetyper. Store cirkler er stationer på åbent vand, små er kystnære (potentielt påvirkede) stationer. Bemærk de røde cirkler ved Bornholm, hvor et meget lavt kriterium for Ni blev anvendt, og førte til rød status (for de øvrige stationer er Ni ikke inddraget i bedømmelsen). I de danske data indgår følgende parametre: Pb, Cd, Hg, PCB'er, PAH og TBT i muslinger og sediment, Cd, Hg, Pb og PCB'er i fisk. Gengivet med tilladelse fra HELCOM (*HELCOM 2010a*).

Screeningsresultater for 2008 til 2009

Screeningen for kloralkaner påviste kloralkaner i alle prøver fra både marine og ferske sedimenter. På alle steder på et lavt niveau, som ikke kom i nærheden af EU's sediment EQS. Da der ikke er nogen produktion af kloralkaner i Danmark, og anvendelsen i Europa har været faldende, er der ikke umiddelbart nogen indikation på, at koncentrationerne af kloralkaner fremover vil stige.

For de klorerede pesticider hexachlorbutadien (HCBD) og hexachlorcyclopentadien (HCCPD) samt methylkviksølv er der analyseret 33 prøver fra 5 forskellige arter i hele fødekæden fra blåmuslinger op til spættet sæl og skarv i marint miljø, og 13 prøver fra 5 forskellige ferskvandsarter fra spids malermusling til odder. Hverken HCBD eller HCCPD blev påvist i prøverne med en detektionsgrænse under EU's miljøkvalitetskrav (12 ng g^{-1}). HCBD er blevet analyseret i sediment i 2008 og 2009 og blev påvist i 12 af 107 prøver, med maksimalt 0,23 µg kg^{-1} tørstof, men som for kloralkaner er produktionen af HCBD faldende, og det er ikke produceret i EU siden 2004.

Methylkviksølv blev fundet i alle prøverne, og opkoncentreres i fødekæden, som det er påvist af mange andre studier. Generelt svarede methylkviksølv i muslinger til omkring 30 % af det totale kviksølvindhold, hvorimod andelen af methylkviksølv i fiskemuskel lå på 80-100 %, i sæler og odder lå andelen på 60-100 %, mens skarvs andel af methylkviksølv var ca. 30 %. Data er i god overensstemmelse med andre undersøgelser, både fra Danmark og udlandet. Indholdet af methylkviksølv i fisk var ikke meget forskellig fra totalkviksølv, hvorimod forholdet i muslinger var mere varierende. Da methylkviksølv er mere giftigt end uorganisk kviksølv, kan det have betydning for vurderingen af effekter i fødekæden eller i mennesker. Alle værdier af methylkviksølv i muslinger blev fundet under EU's EQS-værdi på 20 µg kg^{-1} vådvægt, mod kun halvdelen af total kviksølvkoncentrationerne. Det højeste indhold i muslinger var under 2 gange EQS. For total kviksølv svarer dette nogenlunde til situationen i 2009 (se kapitel 11), hvor 66 % af muslingekoncentrationerne var under EQS-værdien. For kviksølvkoncentrationen i 20 fisk fandtes kun 10 % at ligge under EQS-værdien – også i overensstemmelse med data fra 2009.

Sammenfatning

- PCB-118 og PCB-180 var over EAC i hhv. 33 % og 83 % af fiskeleverne, så det kan ikke udelukkes, at der er effekter af PCB-forurening i fisk i Øresund, Østersøen og Storebælt. I sediment var de fleste PCB-koncentrationer under den koncentration, hvor det kan forventes at have en effekt på miljøet (ERL), men specielt for PCB-118 fandtes en del koncentrationer over ERL i områderne Stege Bugt og Stege Nor, ved Fornæs i Kattegat, nordlige Ringkøbing Fjord og sydlige Langelandssund. I muslingerne var det også specielt PCB-118, der var over EAC-niveau, igen omkring Fornæs, men ikke ved Stege Bugt. I Roskilde, Odense og Karrebæk Fjord fandtes PCB-118-koncentrationer over ERL, ligesom muslinger fra Vadehavet og Als Sund indeholdt PCB-118 over ERL.

- For muslinger var ingen PAH-forbindelser over EAC, så der forventes ikke at være effekter på muslinger i de danske farvande. Til gengæld var der flere steder sedimentkoncentrationer over ERL, specielt benz(a)- anthracen, pyren og chrysen/triphenylen lå over ERL, men mønstrene var forskellige fra station til station, dog var der flere PAH'er over ERL end gennemsnittet af prøver fra Helsminde Nor i Storebælt, Ste- ge Nor ved Østersøen samt Lillestrand ud for Odense Fjord. Der var ikke alle steder sammenhæng mellem muslinger og sedimentklasser- ne, da sedimenterne forventes at afspejle de seneste 3-10 års påvirk- ning, mod muslingernes mere nutidige (< 1 års) påvirkning.
- TBT fandtes over EAC i 66 % af prøverne, så det kan ikke udelukkes, at der fortsat er effekter af TBT på muslinger i danske farvande, og ved Roskilde Marina, Odense og Karrebæk Fjord var TBT over EU's fødevarekriterium, så muslinger herfra bør ikke anvendes til konsum. For sediment fandtes TBT kun over EAC i én prøve fra Ringkøbing Fjord.
- I OSPARs og HELCOMs statusrapporter findes koncentrationerne af TBT, PCB og PAH generelt at være faldende over de seneste 5-10 år, men miljøtilstanden i de indre danske farvande er generelt vurderet til at være 'moderat' (enkelte steder i Kattegat som 'god'), med Oden- se Fjord og Limfjorden som 'dårlig' (orange), og vestlige Østersø/sydlige Storebælt som 'dårlig'-'meget dårlig' (orange-rød).
- Der blev i 2008/2009 screenet for kloralkaner i sediment og methylkviksølv og HCBD i biota. For kloralkaner blev de påvist i både marine og ferskvandssedimenter, men i alle tilfælde under EU's EQS-værdier. HCBD blev ikke påvist i hverken muslinger, fisk, oddere, sæler eller skarv, og detektionsgrænsen var under EU's EQS-værdi for HCBD. Methylkviksølv blev påvist i alle prøver med koncentrati- oner under EU's EQS-værdi for kviksølv i muslinger, men over for fisk og toppredatorer. Hovedparten af kviksølv i fisk, oddere og sæler forekom som methylkviksølv mod ca. 1/3 i muslinger og skarv.

13 Biologisk effektmonitering

Jakob Strand

Forskellige biologiske indikatorer kan anvendes til at vurdere, om miljøfarlige stoffer udgør en risiko for dyrelivet i vore farvande. I NOVANA-programmet 2008 er havsnegle, blåmuslinger og ålekvabber undersøgt, bl.a. 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. Nogle biomarkører er stofspecifikke, fx imposex og intersex som indikatorer for TBT-effekter i havsnegle og til dels CYP1A enzymaktivitet i fisk som markør for effekter af bl.a. PAH og dioxinlignende stoffer. Derimod 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 de samme billeder af påvirkningsgrad for alle områder.

Imposex og Intersex i havsnegle

Forekomsten af imposex og intersex anvendes som biologiske markører for forurening med miljøgiften TBT, der bl.a. har været anvendt i skibsmalinger. Denne type overvågning omfattede i 2009 fire arter af havsnegle, hhv. rødkonk (*Neptunea antiqua*) og almindelig konk (*Buccinum undatum*) i de åbne farvande og dværgkonk (*Hinia reticulata*) og almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*) i de kystnære farvande. Imposex og intersex er to forskellige måder, hvorved unaturlige hormonforstyrrelser kommer synligt til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder gradvist at udvikle irreversible hanlige kønskarakterer, der i værste fald kan medføre sterilitet, og dermed kan have stor betydning for populationerne. Graden af imposex i en population af snegle fra et område beskrives med indeksværdien VDSI, som er en gennemsnitsværdi af alle observerede imposexstadier. Tilsvarende beskrives graden af intersex med indekset ISI. I de undersøgte snegle var de maksimale værdier af VDSI og ISI 4,0. Det skal bemærkes, at alle arter ikke er lige følsomme over for udvikling af de TBT-inducerede hormonforstyrrelser. Rødkonk anses som hørende til blandt de mest følsomme arter, almindelig konk og dværgkonk tilhører mellemgruppen, hvorimod almindelig strandsnegl hører til blandt de mindst følsomme arter.

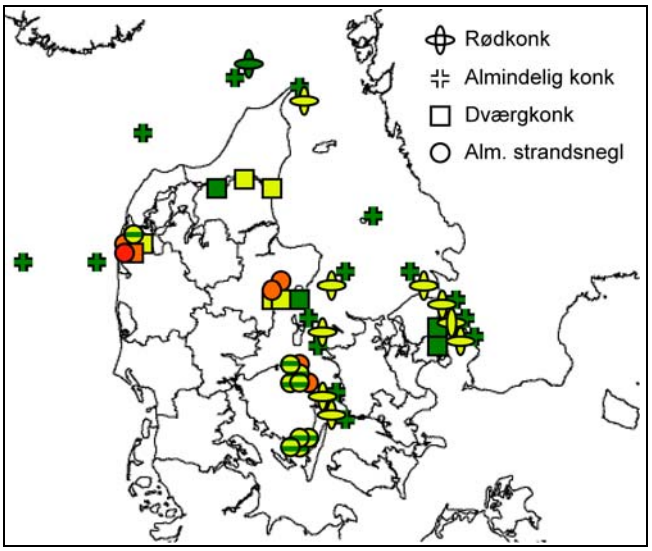
Undersøgelserne i 2009 viser, at der i visse områder stadigvæk forekommer markant forhøjede niveauer af imposex og intersex, hvilket betyder, at effekter af TBT stadigvæk er et miljøproblem i det danske havmiljø. I de åbne farvande i Kattegat, Storebælt og Øresund var niveauerne af imposex især forholdsvist højt i rødkonk med VDSI-værdier større end 2, hvilket svarer til at 90-100 % af sneglene udviste imposex. Derimod var niveauet af imposex i den mindre følsomme almindelig konk generelt lavt (VDSI < 0,3). For dværgkonk var imposexniveauet forhøjet i Lemvig Fjord, Århus Bugt og Langerak (VDSI > 0,3), mens det kun var inde i visse havne og marinaer, at intersexniveauet for den mindre føl-

somme almindelig strandsnegl stadigvæk var væsentligt forhøjet (ISI > 0,3).

OSPAR anvender i dag miljøkvalitetsklasser udviklet for imposex og intersex i de fem undersøgte arter af havsnegle (*tabel 13.1*), som kan anvendes til at vurdere, om der forekommer uønskede effekter af TBT i havmiljøet. Grænsen mellem klasse II og III er sat til at angive, om havmiljøet vurderes i en god eller ikke tilfredsstillende miljøtilstand (*Strand m.fl. 2006*; *OSPAR 2008a*). Baseret på disse miljøklasser er det kun i Nordsøen og Skagerrak, at generelt gode miljøforhold for alle arterne blev opnået i 2009 (*figur 13.1*). Niveauerne i rødkonk viste, at miljøtilstanden i de indre danske farvande må anses som ikke tilfredsstillende (klasse III). På den anden side viste undersøgelserne af almindelig konk og dværgkonk, at en god miljøtilstand (klasse II) i dag generelt kan opnås både i større afstand af havne men også i de indre farvande. Forskellen på disse vurderinger kan skyldes, at effektniveauet i rødkonk er højere ved lave TBT-belastninger og derved et mere præcist mål, end det der opnås ved brug af de mindre følsomme arter, hvor niveauet er tæt på nul. Det skal bemærkes, at almindelig strandsnegl også er indsamlet inde i havneområder, hvor der stadigvæk kan være markant forhøjede TBT-niveauer, hvilket forklarer, at der kan være store forskelle i tilstanden inden for kort geografisk afstand i visse lokale kystområder, som er vist i *figur 13.1*.

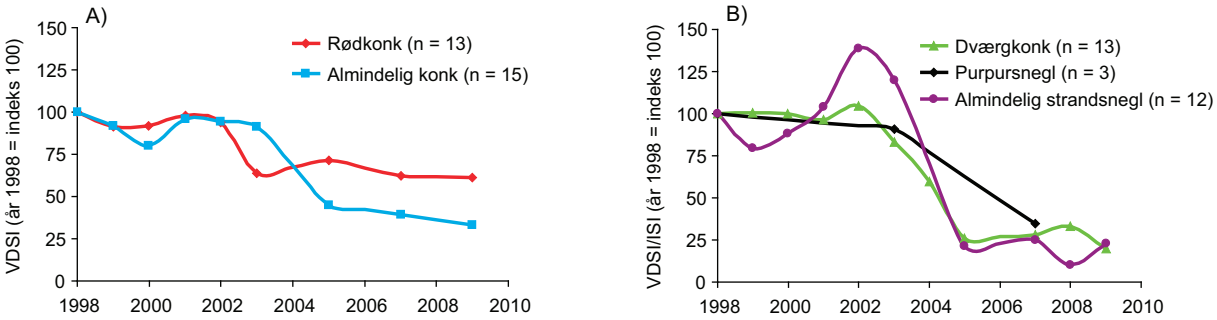
Tabel 13.1. Miljøkvalitetsklasser for imposex og intersex i havsnegle (*Strand m.fl. 2006*, *OSPAR 2008a*).

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



Figur 13.1. Forekomsten af imposex og intersex i 4 arter af havsnegle i 2009, hvor niveauerne er vurderet i henhold til miljøkvalitetsklasserne.

Ligesom koncentrationen af TBT i muslinger er niveauerne af imposex og intersex aftaget markant i de seneste år, både i de åbne farvande og de mere kystnære områder. Faldet er i gennemsnit mellem 40 % og 80 % i forhold til niveauerne i 1998 (*figur 13.2A,B*). De faldne niveauer af TBT-effekter i havsnegle er en direkte konsekvens af forbuddet mod TBT som antibegroningsmiddel i skibsmalinger. Udfasningen begyndte at gælde for alle skibe i 2003, og trådte i kraft med et endeligt forbud i 2008 (*IMO 2008*). De generelt faldende niveauer af imposex og intersex i havsnegle tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres endnu mere i de kommende år.

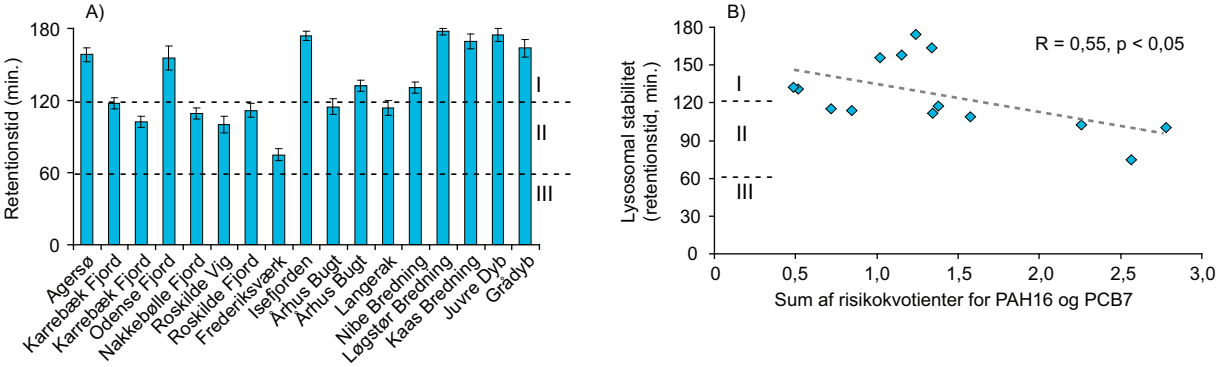


Figur 13.2. Indekseret tidslige udviklinger (år 1998 = indeks 100) for niveauer af imposex og intersex i 5 arter af danske havsnegle i A) åbne farvande og B) kystnære områder, baseret på medianværdier. n angiver antallet af stationer, der indgår i tidstrend-analysen for hver af arterne.

Biologiske effekter i muslinger

I blåmuslinger (*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, se kapitel 11 og 12.

Kun i ca. halvdelen af de undersøgte områder (53 %) syntes blåmuslingerne at være upåvirkede (retentionstid > 120 min.). Derimod var der tegn på en mindre påvirkningsgrad (60-120 min.) i de resterende områder, fx Nakkebølle Fjord og Karrebæk Fjord (*figur 13.3A*). Korrelationsanalyser viste en sammenhæng mellem effektniveauerne og målte koncentrationsniveauer af de organiske miljøfarlige stoffer PAH og PCB i muslingerne (*figur 13.3B*), hvilket også er set i nogle af de tidligere år (fx *Strand m.fl. 2009a*).



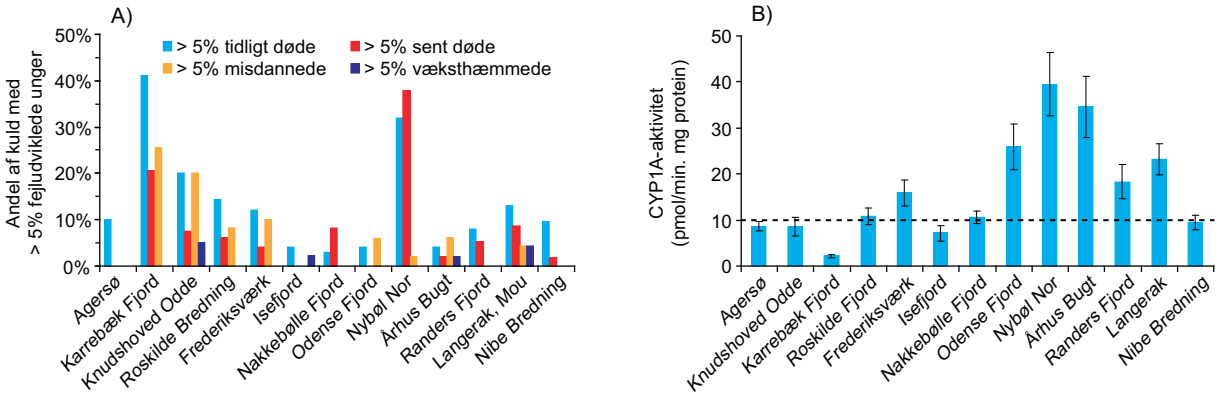
Figur 13.3. A) Biomarkøren lysosomal membranstabilitet i blåmuslinger fra forskellige kystnære områder og B) afbildet mod summen af risikokvotienter for både ΣPAH16 og ΣPCB7 (dvs. målte koncentrationer divideret med de norske miljøkvalitetskriterier på hhv. 300 og 24 µg kg^{-1} tørstof (*SFT 1997*)). Desuden er de foreslåede miljøkriterier I - III for lysosomal membranstabilitet angivet: I) upåvirket (≥ 120 min.), II) påvirket men kompenserende (60-< 120 min.) og III) stærkt påvirket (< 60 min.).

Biologiske effekter i ålekvabbe

Ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) anvendes i NOVANA som indikator for forekomst af effekter af miljøfarlige stoffer på kystnære fisk. De undersøgte effekter er ikke alle stof-specifikke men kan skyldes påvirkninger fra en række forskellige miljøfarlige stoffer, alene eller i kombination.

Ålekvabbe er velegnet, da den er vidt udbredt i danske kystnære områder og anses som en stationær fisk. Sidstnævnte er for nyligt blevet understøttet af en populationsgenetisk undersøgelse (*Strand m.fl. 2009b*). Yderligere er den levendefødende, hvor drægtige hunner bærer op til 200 unger i et kuld. Hermed kan eventuelle effekter af miljøfarlige stoffer på ålekvabbens reproduktion let undersøges, herunder forekomst af fejludviklede unger. 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 NOVANA teknisk anvisning (*Strand & Dahllöf 2005*).

De hyppigste forekomster af misdannede unger (type B-G) blev i 2009 fundet i Karrebæk Fjord, Knudshoved Odde, Frederiksværk og Roskilde Fjord, Langerak og Fakse Bugt. Her havde 10-26 % af kuldene en øget forekomst af misdannelser defineret ved > 5 % af type B-G pr. kuld. Derudover forekom der også andre typer af fejludviklede unger, og især Karrebæk Fjord, Nybøl Fjord, Knudshoved Odde, Roskilde Bredning, Langerak og Frederiksværk havde forhøjede niveauer af hhv. tidligt døde unger (type 0) og sent døde unger (type A) (*figur 13.4*). Det kan dog ikke udelukkes, at bl.a. den høje andel af sent døde unger ved Nybøl Nor skyldes em uhensigtsmæssig håndtering i forbindelse med indsamlingen af moderfiskene. De fleste områder med øgede forekomster af fejludviklede unger var generelt kendetegnet ved at være kystnære områder med en lille vandudskiftning og en betragtelig øget menneskelig påvirkning fra byer og industri. Det er derfor sandsynligt, at misdannelserne bl.a. skyldes påvirkning af miljøfarlige stoffer, herunder dioxin, PAH eller tungmetaller (*Stuer-Lauridsen m.fl. 2008*).

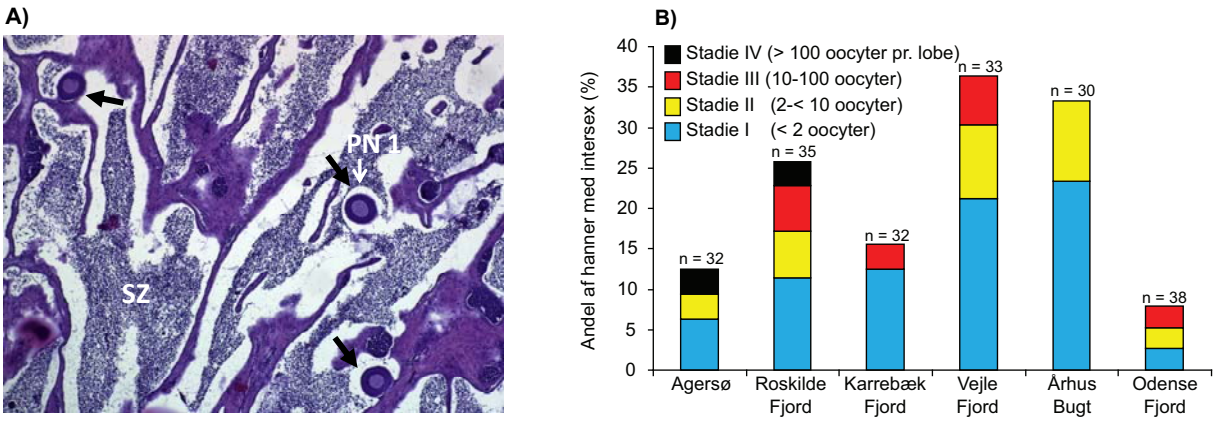


Figur 13.4. A) Andel af ålekvabbekuld med en øget forekomst (dvs. > 5 %) af fejludviklede unger, hhv. som tidligt døde unger (type 0) og sent døde unger (type A), synligt misdannede unger (type B-G) og vækshæmmede unger (dværge, type I). B) EROD-aktivitet som mål for CYP1A-enzymaktivitet i leveren fra hunner af ålekvabbe i kystnære områder (middel ± S.E.).

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, 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, 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. De højeste CYP1A-aktiviteter på mere end 20 pmol min^{-1} mg $protein^{-1}$ forekom i ålekvabber fra Nybøl Nor, Århus Bugt og Odense Fjord og Langerak. De laveste enzymaktiviteter forekom ved Knudshoved Odde, Agersø, Karrebæk Fjord, Isefjord og Nibe Bredning, hvilket tyder på en forholdsvis lille påvirkning fra PAH og/eller dioxinlignede stoffer i disse områder (*figur 13.4B*). En nylig undersøgelse af forskellige typer af effekter i ålekvabbe (*Strand m.fl. 2009b*) viste, at sammenhængen mellem årsag og effekter ikke er helt entydig, når graden af belastning med PAH og dioxinlignende stoffer og effekter i de forskellige områder blev sammenlignet. Dette skyldes sandsynligvis, at de fundne tegn på påvirkninger ikke udelukkende kan tilskrives specifikke stofgrupper, men derimod i højere grad kommer af påvirkninger fra komplekse blandinger af miljøfarlige stoffer, som kan forekomme i havmiljøet. Ingen af de undersøgte stoffer eller effekter i ålekvabbe korrelerede direkte til niveauerne af misdannelser eller anden type af fejludvikling hos ungerne. De kemiske analyser viste, at alle de undersøgte ålekvabbepopulationer var belastet med både dioxinlignende stoffer og PAH. De områdemæssige forskelle i koncentrationsniveauer synes især at give sig direkte udslag i ekspression af CYP1A-genet og i mindre grad i aktiviteten af selve enzymsystemet CYP1A.

Derudover blev der i denne undersøgelse også fundet tegn på, at ålekvabbepopulationerne er udsat for hormonforstyrrelser, idet en stor andel af hannerne (8-36 %) havde udviklet intersex i form af forstadier til æg (oocyter) i deres testikler. Dette er forholdsvis høje niveauer sammenlignet med undersøgelser af andre fiskearter, hvilket indikerer at ålekvabbe er særlig følsom over for påvirkninger fra miljøfarlige stoffer med østrogenlignende effekter. I denne undersøgelse var Århus Bugt det område, der viste den højeste belastning og med de mest udtalte effekter, efterfulgt af Randers Fjord, Karrebæk Fjord, Roskilde Fjord og Vejle Fjord. Til sammenligning fremstod Agersø som et område med kun lille påvirkningsgrad (*figur 13.5A, B*).



Figur 13.5. A) Tværsnit af testikel fra en han-ålekvabbe med intersex i stadie 2. PN: primær oocyt (æg), SZ: spermatozoer (foto: Jonna Tomkiewicz). B) Forekomst af intersex i hanner af ålekvabbe i de 6 undersøgte områder i foråret 2008 angivet som procentdel af hanner med intersex fordelt på intersexstadie klasser (I-IV). n angiver antallet af undersøgte fisk (*Strand m.fl. 2009b*).

Sammenfatning

- Imposex og intersex i havsnegle, som skyldes forurening med antibegroningsmidlet TBT, er stadigvæk udbredt og vurderes at være et miljøproblem i de danske farvande. Baseret på OSPARs miljøkvalitetsklasser for imposex og intersex kan en generel god miljøtilstand stadigvæk kun opnås i Nordsøen og Skagerrak. Imposexniveauerne i de indre danske farvande er derimod så høje, at miljøtilstanden generelt må anses som ikke tilfredsstillende og som decideret dårlig omkring visse forurenede havne og marinaer. Niveauerne er dog faldet markant de seneste år, hvilket tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende vil forbedres endnu mere fremover.
- I blåmuslinger viste undersøgelserne af den lysosomale membranstabilitet, at i ca. halvdelen af de undersøgte kystnære områder var muslinger påvirket af miljøfarlige stoffer, og at disse effekter især kan relateres til forhøjede niveauer af stofgrupper som PAH og PCB.
- I fisk viste undersøgelserne af ålekvabbe betydelige forskelle i påvirkningsgrad mellem forskellige områder, både mht. forekomst af fejludviklede unger og CYP1A-enzymaktiviter. De højeste effektniveauer forekom i visse fjordområder, hvor der generelt er en øget belastning fra byer og industri. Hormonforstyrrelser er også udbredt i ålekvabber i de danske farvande. Der kræves dog yderligere kemiske og biologiske undersøgelser af ålekvabber og deres reproduktion for at identificere de stoffer, der kan være årsag til de observerede misdannelser.

Del 3 – Sammenfattende diskussion

Ditte L. Jansen Petersen

De danske farvande ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø. Det giver et vidt spænd af forskellige marine økosystemer fra små lukkede nor med stillestående vand og lav saltholdighed til åbne farvandsområder med høj saltholdighed og stor gennemstrømning. 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 og tab af forurenende stoffer til havet (se *Del 1*). Hertil kommer yderligere aktiviteter på havet i form af erhvervsfiskeri, akvakultur, skibstrafik, ral- og sandsugning, brobyggeri, klapning samt olie- og gasudvinding.

Det danske overvågningsprogram er tilrettelagt med fokus på de mest betydende påvirkninger og effekter, dvs. 1) eutrofiering, inkl. fysiske forhold og modellering, 2) biodiversitet og naturtyper og 3) miljøfarlige stoffer og biologisk effektmonitering.

NOVANA-programmet gør det muligt at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene samt gøre rede for, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt, dels fordi overvågningen er koordineret og landsdækkende, dels fordi alle metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er velbeskrevet og veldokumenteret. Hertil kommer, at NOVANA dækker miljø- og naturforholdene i bredeste forstand og de påvirkninger, de udsættes for.

Den viden, som dokumenteres i kraft af overvågningsprogrammet, er helt afgørende for kontinuert at kunne vurdere effektiviteten af de politisk besluttede handlingsplaner. Kun med et fagligt afbalanceret og geografisk dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en vidensbaseret forvaltning af de danske kystvande og åbne havområder.

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2009 samt udviklingen siden vedtagelsen af Vandmiljøplan I. Årsagerne til den nuværende miljø- og naturtilstand i de marine områder diskuteres.

14 Tilstand og udvikling

Ditte L. Jansen Petersen & Morten Hjorth

Sammenfatning

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2009 samt af udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I.

Vejrforhold og hydrografi

2009 var et varmt og solrigt år, hvor lufttemperaturen i 9 ud af de 12 måneder lå over normalen. Især april var varm og solrig, hvorimod juni, oktober og december var kolde sammenlignet med de seneste år. Temperaturen i overfladevandet fulgte variationen i lufttemperaturen, mens bundvandets temperatur lå ca. 2°C over normalen gennem hele året. Trendanalyser viser, at havtemperaturen i de danske farvande er steget mere end 1,5°C i løbet af de sidste 40 år. Vindmæssigt lå 2009 under normalen i alle måneder, og afstrømningen fra land lå ligeledes under middel fra januar til november. Påvirkningen af vandmasser fra Den jyske Kyststrøm var ubetydelig i 2009.

Næringsstoftilførsler og koncentrationer

Den beregnede totale kvælstofdeposition fra atmosfæren var i 2009 17 % højere end i 2008. Faldet skyldes en stigning i våddepositionen, som følge af forøgede nedbørsmængder i 2009 sammenlignet med 2008. Der er dog stor forskel mellem de enkelte farvande. Således ses en stigning i depositionen på 30 % for Nordsøen og 20 % for Skagerrak, mens der ikke er sket væsentlige ændringer for Østersøen og den svenske del af Kattegat. Der vurderes, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske kvælstofbelastning af havmiljøet på ca. 31 % for perioden 1989-2009 primært på grund af ændret landbrugspraksis i en række lande, ibrugtagning af katalysatorer, rensning af røggasser m.m. Der er imidlertid store forskelle mellem årene pga. år til år variationer i de meteorologiske forhold.

Ferskvandsafstrømningen til de indre danske farvande var 7.200 mio. m^3 i 2009, hvilket er 18% mindre end gennemsnittet for perioden 1990-2008. Den afstrømningskorrigerede kvælstofudledning for Danmark som helhed er faldet med 47 % fra 1990-2009, mens fosforudledningen i samme periode er faldet med 64 %.

Kvælstofkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var generelt lave og lå væsentligt under langtidsmidlerne med undtagelse af november og december, på grund af en stor afstrømning i november. DIN-månedsmidlerne for maj-juli og TN-månedsmidlerne for marts-oktober i 2009 var de hidtil laveste. I de åbne farvande var kvælstofkoncentrationerne ligeledes lave i 2009 men ikke rekordlave som i fjordene og de kystnære områder. Den store afstrømning i november betød, at kvælstofkoncentrationerne i november og december i de åbne farvande lå på niveau med langtidsmidlerne.

Det samme mønster gjorde sig gældende for fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder i 2009. DIP- og TP-koncentrationerne lå under langtidsmidlerne, og sommermånederne oplevede de hidtil laveste

TP-månedsmidler. Fosforkoncentrationerne i de åbne farvande lå derimod på niveau med langtidsmidlerne gennem hele året.

Kvælstof- og fosforkoncentrationerne har udvist klart faldende tendenser siden 1989, hvilket er en positiv effekt af Vandmiljøplan I for fosfor og af Vandmiljøplan I og II for kvælstofs vedkommende. Tilsvarende initiativer i vore nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande. Koncentrationsfaldet har dog vist en tendens til stagnation for fosfor siden 1997 og et mindre fald for kvælstof siden 2002.

Niveauet af Si var ikke usædvanligt i 2009. Det afstrømningskorrigerede DSi-niveau var 10 % større end perioden 2004-2008, men DSi-niveauet har været svagt faldende, hvis man inddrager hele perioden. Årsagen til dette kan være en øget mængde af kiselalger i fjorde og kystnære områder. Den potentielle fosforbegrænsning i fjorde og kystnære områder såvel som i de åbne farvande er faldet gennem de senere år.

Planktonalger og sigtdybde

Den klimakorrigerede sigtdybde i både fjorde og åbne farvande var forbedret i 2009 i forhold til i 2008, der udmærkede sig ved i de åbne farvande at have det laveste årsgennemsnit siden indførelsen af vandmiljøplanerne. I begge farvandstyper gælder det dog, at den klimakorrigerede sigtdybde har været signifikant faldende siden 2001. I juli 2009 var sigtdybden stor i de åbne farvande, samtidig med at primærproduktionen var usædvanligt lille. I begyndelsen af 2009 faldt sigtdybden gennem de første tre måneder for derefter at stige igen i april. Faldet i sigtdybden afspejler, at forårsopblomstringen fandt sted allerede i februar. Klorofylkoncentrationen i de åbne farvande lå på niveau med langtidsmidlerne for perioden 1989-2009, mens den i fjordene lå på det laveste målte niveau for andet år i træk. Dette betyder, at der er sket et signifikant fald i den klimakorrigerede klorofylkoncentration i fjordene siden 1989. Primærproduktionen har udvist en svagt stigende tendens siden 1998. Sammenlignet med 2008 var primærproduktionen i de åbne farvande lidt større, mens den i fjordene var lidt mindre. Primærproduktionen i de åbne farvande lå således under den årlige gennemsnitlige produktion for perioden 1998-2009 og i fjordene på niveau med denne.

Biomassen af kiselalger er faldet i perioden 1979-2009 i de åbne havområder, mens der i fjorde og kystnære områder ikke er nogen tendens at spore. Kiselalgebiomassen varierer fra år til år og er korreleret med afstrømningen fra land og indstrålingen (fjorde og kyststationer) og med afstrømning og hhv. indstråling eller vindenergi (stationer på åbent hav). Kiselalgebiomassens bidrag til den totale planktonalgebiomasse er steget signifikant i alle områder siden 1989.

Der blev i 2009 registreret høje koncentrationer af to grupper af potentielt fisketoksiske planktonalger: '*Chattonella* sp.' (= *Pseudochattonella farcimen*) og slægten *Chrysochromulina*. '*Chattonella*' blev registreret i Øresund allerede i januar. Der var generelt lave koncentrationer af dinoflagellater af slægten *Dinophysis* i 2009. *Dinophysis* er kendt for at kunne producere toksiner, der ved opkoncentrering i muslinger kan forårsage skaldyrsforgiftning.

Iltsvind

Iltsvindene i 2009 var af kortere varighed og havde mindre udbredelse end i 2008. Iltsvindet nåede sin maksimale udbredelse omkring starten af september måned, hvorefter iltforholdene gradvist blev bedre. Udbredelsen af iltsvind i august var på 2.850 km^2 mod 2.700 km^2 på samme tid året før. I september 2009 var 5.375 km^2 berørt af iltsvind, hvilket svarer til 77 % af udbredelsen på samme tid i 2008. Limfjorden, det Sydfynske Øhav, det sydlige Lillebælt og Flensborg Fjord var de hårdest ramte områder, og nogle af dem var udsat for kraftigt iltsvind i mere end 3 måneder. I disse områder kan det derfor forventes, at der er sket skader på bundens dyreliv. Endvidere var der forekomst af giftig svovlbrinte i bundvandet. Områder berørt af kraftigt iltsvind var i samme størrelsesorden som i 2008.

Bundvegetation og bunddyr

I perioden 1989-2009 er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket ud på større dybder i yderfjordene, mens den er rykket ind på lavere vand i inderfjordene. Ålegræssets dækningsgrad er generelt blevet mindre på lavt vand (1-2 m) og på mellemdybder (2-4 m) i fjordene og på lavt vand i de åbne områder. Faldet i tilførsel af næringsstoffer har altså, mod forventning, endnu ikke forbedret ålegræssets udbredelse i vore farvande. Det kan hænge sammen med, at vandet ikke er blevet klarere gennem overvågningsperioden. Den samlede algedækning på dybere dele af udvalgte stenrev i de åbne dele af Kattegat var generelt ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001. Nedgræsning af tangskoven forårsaget af søpindsvin er fortsat et problem på mange stenrev i Bælthavet.

Den negative udvikling i bundfaunaen i de åbne havområder har stået på siden midt i 1990'erne. Der er sket et markant fald i bundfaunaens biodiversitet i de åbne farvande i perioden 1994-2008. Udviklingen i 2009 kendes ikke, da der har været for få data til rådighed. Det begrænsede datamateriale for 2009 gør det svært at vurdere, om de generelle negative trends, der tidligere er dokumenteret i alle farvandstyper, fortsætter. Lokale undersøgelser i Isefjorden og Roskilde Fjord viser, at der er sket en markant forringelse af bundfaunaen, men årsagerne er ikke kendt.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

Indholdet af Zn og Cd i muslinger og fisk lå i 2009 tæt på baggrundsniveauerne for de to metaller. Pb-niveauet i fisk lå under detektionsgrænsen og tæt på baggrundsniveauet. For muslingers vedkommende lå indholdet i 75 % af prøverne på niveau med baggrundsniveauet for Pb, men Pb er fundet i muslinger i koncentrationer, der ligger over EU's fødevarekriterium. Pb er det eneste metal, der findes i disse koncentrationer i muslinger. Indholdet af Hg lå på niveau med baggrundskoncentrationen i 75 % af muslingeprøverne og i < 33 % af fiskeprøverne. Vurderinger foretaget af OSPAR og HELCOM med baggrund i observerede metalkoncentrationer siger, at konventionernes målsætninger om en nedbringelse af koncentrationerne til baggrundsniveau ikke kan nås.

Af øvrige miljøfarlige stoffer udgør forurening med TBT og PAH'er de største problemer. På trods af forbud er TBT stadig allestedsnærværende i koncentrationer, der forårsager imposex og intersex i havsnegle i stort set alle områder af de danske farvande. Baseret på OSPARs miljøkriterier vurderes det, at en generel god miljøtilstand kun opnås i Nordsøen og Skagerrak. I de indre danske farvande er niveauerne generelt ikke til-

fredsstillende og decideret dårlige omkring visse forurenede havne og marinaer, men der er faldende tendenser, som tyder på, at miljøtilstanden i denne henseende fortsat vil forbedres i de kommende år.

PCB-118 og PCB-180 blev påvist i hhv. 33 % og 83 % af fiskeleverne i koncentrationer, der lå over EAC. Derfor kan det ikke udelukkes, at der vil forekomme effekter af denne PCB-forurening i fisk i Østersøen, Øresund og Storebælt. I sedimenterne fandtes PCB i koncentrationer, der hovedsageligt lå under ERL. I Stege Bugt og Stege Nor, ved Fornæs i Kattegat, nordlige Ringkøbing Fjord og sydlige Langelandssund blev PCB-118 fundet i koncentrationer, der var højere end ERL. I muslinger var det også PCB-118, der blev fundet i de højeste koncentrationer, dvs. i koncentrationer over EAC-niveau.

For muslingers vedkommende er der ikke fundet PAH'er i mængder over EAC, så det forventes ikke, at PAH har nogen effekt på muslinger i de danske farvande. Derimod er der flere steder fundet koncentrationer over ERL i sedimenterne, og det drejer sig især om stofferne benz(a)-anthracen, pyren og chrysen/triphenylen. Der er dog ingen sammenhæng mellem sedimenternes indhold af PAH og fund af PAH i muslinger.

TBT blev påvist i alle muslingeprøver i 2009 og blev fundet i koncentrationer, der er højere end EAC i 66 % prøverne. Derfor kan det ikke udelukkes, at der fortsat er effekter af TBT på muslinger i de danske farvande. Især prøver fra Roskilde Marina, Odense Fjord og Karrebæk Fjord er påvirket af TBT. I disse prøver lå koncentrationen over EU's fødevarekriterium. I sedimentprøverne lå TBT-niveauerne over EAC i 1 prøve.

Af OSPARs og HELCOMs statusrapporter fremgår det, at TBT, PCB og PAH-niveauerne generelt har været faldende i danske farvande gennem de sidste 5-10 år. Generelt vurderes det, at tilstanden i de danske farvande er 'moderat' – enkelte steder i Kattegat er tilstanden 'god', mens den i Odense Fjord og Limfjorden er 'dårlig' og i vestlige Østersø og sydlige Storebælt er 'dårlig'-'meget dårlig'.

Der blev i 2008/2009 foretaget screeninger af kloralkaner i sediment og af methylkviksølv og HCBD i biota. Kloralkanerne blev påvist i både ferskvands- og marine sedimenter, men i alle tilfælde under EU's EQS-værdier. HCBD blev ikke påvist i hverken muslinger, fisk, oddere, sæler eller skarv, mens methylkviksølv blev påvist i alle prøver. Niveauerne i muslinger lå under EU's EQS-værdi og over disse i de undersøgte toppredatorer. I størstedelen af fisk, oddere og sæler findes kviksølv som methylkviksølv, hvorimod det i muslinger og skarv kun gælder for 1/3.

Mængden af klorerede organiske forbindelser er generelt ikke problematiske. Af 10 bromerede flammehæmmere blev kun 3 påvist i mere end én prøve. BDE 47 og BDE 99 fandtes i de højeste koncentrationer og begge i prøver fra Kulhuse i Roskilde Fjord, som var det eneste sted, hvor også BDE 153 og 183 blev påvist.

Phthalater blev i 2009 målt i 12 prøver, og følgende 4 repræsentanter blev påvist: Dibutylphthalat (DBP), Diethyl phthalat (DEHP), Di-octyl-phthalat (DiOP) og Di-iso-nonylphthalate (DiNP), men kun DEHP og DiNP fandtes i alle muslingeprøver.

Biologiske effekter af TBT, så som imposex og intersex i havsnegle, er stadigvæk udbredt og vurderes at være et miljøproblem i de danske farvande. OSPAR vurderer, at god miljøtilstand kun opnås i Nordsøen og i Skagerrak. I de indre danske farvande er niveauerne utilfredsstillende, selv om der er en tendens til fald i niveauerne.

I ca. halvdelen af de undersøgte områder var blåmuslingerne påvirket af miljøfremmede stoffer, som kunne relateres til forhøjede niveauer af PAH og PCB.

Undersøgelser af ålekvabber og deres yngel viste betydelige forskelle mellem områder, både hvad angår fejludviklede unger og CYP1A-enzymaktiviter. Effekterne var størst i fjordområder. Andre undersøgelser antyder, at hormonforstyrrelser er udbredt i ålekvabber i de danske farvande, men der kræves dog yderligere kemiske og biologiske undersøgelser for at identificere de stoffer, der kan være årsag til de observerede misdannelser.

Diskussion

Det danske havmiljø er under stadig påvirkning af menneskelige aktiviteter, både direkte i form af overfiskeri, udledning af næringssalte og miljøfarlige stoffer, og indirekte i form af klimaforandringer. De direkte påvirkninger har været undersøgt grundigt de senere år, og tilførsler og mængder af udledte næringssalte og miljøfarlige stoffer har været overvåget og til dels reguleret gennem vandmiljøplanerne. Disse tiltag har blandt andet afspejlet sig i rekordlave koncentrationer af totalt kvælstof og opløst uorganisk kvælstof i fjorde og kystnære områder i 2009. Fosforkoncentrationerne var ligeledes lave i disse farvandstyper, mens de i de åbne farvande viser stagnerende tendenser.

Som følge af de lavere næringssaltkoncentrationer burde det kunne forventes, at primærproduktionen falder, og i takt med et fald i biomassen af planktonalger ville det kunne lede til forbedringer af parametre som fx sigtdybden, iltsvind og ålegræsudbredelse. Dette understøttes ikke entydigt i de data, der præsenteres i denne rapport. Primærproduktionens svagt stigende tendens siden 1998 afspejles ikke i den klimakorrigerede klorofylkoncentration, der udviser et signifikant fald siden 1998, eller i sigtdybderne, der ligeledes har været faldende gennem hele overvågningsperioden.

I 2009 lå primærproduktionen i fjordene på niveau med langtidsmidlerne, mens den i de åbne områder lå under midlerne for perioden 1998-2009. Dette afspejledes ikke i klorofylkoncentrationerne, der i de åbne farvande lå på niveau med langtidsmidlerne i de åbne farvande, mens der i fjordene blev registreret de laveste målte koncentrationer for andet år i træk. Årsagen til dette paradoks er uklar og kan ikke udredes med de data, overvågningen leverer. Sigtdybde er påvirket af andre faktorer end klorofylkoncentrationer; blandt andet har tilførslen af organisk stof fra land og resuspension af bundmateriale indflydelse på sigtdybde. *Markager m.fl. (2010)* undersøgte effekter af øgede kvælstoftilførsler til tre danske fjorde og fandt, at reduktioner i totalt kvælstof hovedsagligt skyldtes reduktioner i fraktionen af opløst uorganisk kvælstof, hvorimod der kun var et mindre fald i den opløste organiske kvælstoffraktion og et uændret niveau for den partikulære fraktion. Da lyssvækkelsen i vand, og dermed sigtdybde, hovedsagligt er bestemt af mængden af opløst og partikulært organisk materiale, kan dette medvirke til at forklare den manglende re-

spons i sigtdybde på trods af faldende koncentrationer af totalt kvælstof. Mere viden om sådanne parametre, deres dynamik og udvikling og variation i tid og rum kan med fordel inddrages i overvågningsprogrammet for at opnå en bedre forståelse af årsager og sammenhænge.

Sammensætningen af fytoplankton viser også tendenser til at ændre sig mod en større dominans af kiselalger. Konsekvensen heraf er ikke åbenbar med de tilgængelige data, men forandringer i artssammensætninger kan påvirke fødekvaliteten af fytoplankton for højere trofiske niveauer, ligesom respiration og transporten af organisk stof fra de frie vandmasser til bunden kan påvirkes. Muligvis vil disse forandringer kunne brede sig til andre trofiske niveauer såsom zooplankton og filtrerende muslinger.

Forandringer i økosystemer er ikke kun et resultat af en tilpasning til ressourcer som fx tilgængeligheden af næringssalte. I Østersøen har det intensive fiskeri efter torsk påvirket fødenettet og fremkaldt et skift i dominansen af fiskearter og har dermed påvirket planktondynamikken (*Casini m.fl. 2008*). I hvilket omfang sådanne mekanismer påvirker de danske farvande, kan ikke dokumenteres igennem overvågningsdata, men øget græsning af søpindsvin på makroalger er eksempel på ændringer i prædationstryk.

Ålegræs har heller ikke responderet positivt på faldet i næringssalte, men i dette tilfælde kompliceres billedet yderligere af, at udbredelsen også er afhængig af iltsvind, lysforhold og stigende temperaturer. Samtidigt kan mindre udbredelse af ålegræs føre til øget suspension af sediment, der ikke længere fastholdes af ålegræssets rodsystemer, og som derved yderligere kan forværre lystilgængelighed og sigtdybde. Den ringe sigtdybde har muligvis også haft konsekvenser for udbredelsen af makroalger på stenrev, som i 2009 har været lavere end gennemsnittet for perioden 1994-2001. Ændringen i udbredelsen var dog ikke statistisk signifikant.

Resuspension af materiale fra sedimentet kan som nævnt influere på sigtdybden. Kombinationen af mange års høj organisk produktion, der synker til bunds, og gentagne udbredte iltsvindshændelser kan føre til en forstærkende negativ påvirkning af sigtdybde. Iltsvind reducerer nedbrydningen og bunddyrenes indarbejdelse af det organiske stof i havbunden. Sedimenter med et højt organisk indhold har lettere ved at blive resuspenderet end sedimenter, som hovedsageligt består af mineralkorn.

2009 blev det ottende varmeste år, man hidtil har registreret. Temperaturen i overfladevandet fulgte lufttemperaturen, og bundvandets temperatur lå næsten 2°C over normalen gennem hele året. Dette kan få betydning på flere områder. Den forøgede temperatur bevirker sandsynligvis, at en forholdsvis større del af planktonproduktionen bliver respireret i vandsøjlen, og hvis klorofylkoncentrationen forbliver uændret eller lidt faldende, kan det betyde, at tilførslen af føde til bundsamfundene mindskes.

Iltsvindssituationen i 2009 var bedre end de foregående år, primært på grund af jævnlige hændelser med kraftig vind, der betød tilførsel af ilt til vandsøjlen. Reducerede fytoplanktonmængder og øget temperatur virker, isoleret set, i forskellige retninger i forhold til iltsvind. Lavere koncentrationer af fytoplankton fører til mindskede mængder organisk ma-

teriale, hvorved iltforbruget ved mikrobiel respiration mindskes. Omvendt vil stigende temperaturer øge respirationen og dermed iltforbruget. I et større perspektiv kan en generel temperaturstigning på mellem 2 og 6 grader forventes i løbet af dette århundrede, hvilket vil føre til markant lavere iltkoncentrationer i bundvandet i de indre danske farvande (*Dahl & Josefson 2009*). De lavere iltkoncentrationer, som den højere temperatur i bundvandet kan medføre, blev i 2009 formentlig modvirket af den lavere primærproduktion. Selv hvis eutrofieringen i fremtiden fastholdes på det nuværende niveau, vil en temperaturstigning på 3 grader medføre en reduktion i iltkoncentrationen i bundvandet på ca. 1 mg l^{-1} i september måned. Det kan medføre, at arealudbredelsen af iltsvind bliver 2-3 gange større end i dag, og at 10-20 % af de indre danske farvande hvert år vil blive ramt af kraftigt iltsvind.

Koncentrationerne af en række miljøfarlige stoffer er i mange områder på et niveau, hvor der kan forekomme skadelige effekter i det danske havmiljø. Det gælder tungmetallerne kviksølv, cadmium og kobber, tjærestofferne PAH (især anthracen) og for miljøfremmede stoffer især TBT. Biologiske effekter af miljøfarlige stoffer er påvist i mange områder. Det drejer sig især om hormonforstyrrelser i havsnegle forårsaget af TBT, men der ses også ændringer i lysosomal membranstabilitet hos blåmuslinger som følge af organiske miljøgifte som PAH og PCB samt forekomst af misdannet yngel og øget aktivitet af afgiftningsenzymer hos ålekvabbe.

Miljøfarlige stoffer kan også påvirke de indikatorer, der traditionelt anvendes til påvisning af effekter af eutrofiering, dvs. primærproduktion, klorofylkoncentration og artsdiversitet. De fysisk-kemiske forhold kan have betydning for, hvordan miljøfarlige stoffer opfører sig i miljøet, deres transport gennem systemet og dermed i sidste ende for deres potentielle effekt og tilgængelighed for dyr og planter. En organismes placering i fødenettet har også betydning for dens optagelse og akkumulering af visse miljøfarlige stoffer samt dens følsomhed over for indirekte effekter af stofferne.

Det er almindeligt kendt, at forskellige arter af fytoplankton har forskellig følsomhed over for det samme miljøfarlige stof, og at tilgængeligheden af farlige stoffer er afhængig af det miljø, de udledes til (fx graden af eutrofiering). De miljøfarlige stoffer kan desuden påvirke spredning og vækst af fx ålegræs og bunddyr og derved ændre omsætningsvejene for energi og næringsstoffer. Endelig forstærkes effekterne af eutrofiering og miljøfarlige stoffer sandsynligvis af klimaudviklingen.

Sammenfattende er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger så store, at det ikke kan forventes, at systemerne vender tilbage til tidligere observerede tilstande blot ved at fjerne én af påvirkningerne, fx næringsstofudledningerne. Indikatorer som ålegræssets udbredelse (*kapitel 9*) og eventuelt også ålekvabbers bestandsstørrelse og sundhedstilstand (*kapitel 13*), der integrerer mange presfaktorer, er nyttige redskaber til at følge udviklingen mere detaljeret. Nyere forskning viser, at selv hvis de væsentligste påvirkninger reduceres, vil komplekse marine økosystemer ikke nødvendigvis vende tilbage til en oprindelig tilstand, men finde hen imod en ny balance. Det er en proces, der kan tage mange år og fortsat global opvarmning vil yderligere forsinke eller forhindre, at tidligere tilstande opnås. Dette komplekse samspil er vigtigt at dokumentere og forstå til gavn for fremtidens miljøkonsekvensvurderinger.

15 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 - baggrundsvurderingskriterie. OSPAR værktøj til statistisk vurdering af om koncentrationen af et miljøfarligt stof er tæt på eller under baggrundskoncentrationen. Værdien er fastsat ud fra en 'baggrundskoncentration' (muslinger fra uforurenet område eller sedimentsøjler dateret til præ-industrialiseret tid), eller lav koncentration for organiske stoffer. Til den lave værdi (LC) eller baggrundsværdien (BC) lægges analyseusikkerheden for at få et tal at foretage de 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 næringsstoffer 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, 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 vurderingskriterie som bruges af OSPAR til vurdering af risikoen for graden af forurening af miljøfarlige stoffer ud fra deres koncentration i miljøet.

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

Emission – udslip til luft.

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

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

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

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

Eutrofiering – at tilføre næringsstoffer, dvs. at gøre et område næringsrigt. Det kan være en naturlig proces, men udtrykket bruges hyppigst om menneskeskabte tilførsler af 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 trådlignede 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 Afdeling for Atmosfærisk Miljøs (DMU) måleprogram i byerne. Det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram.

M

Makroalger – store alger, tang.

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

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

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

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

mg/kg = mg kg^{-1} – også kaldet ppm (parts per million) eller 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. 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), navn ændret i 2009 til Klima og forurensningsdirektoratet (www.klif.no). Står bag udviklingen af klassifikationsværktøj anvendt til metaller i afsnit 11.

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 og 12.

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 regn vejr (se også tørdeposition).

Z

Zooplankton – se dyreplankton.

Å

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

16 Referencer

Borja, A., Franco, J. & Perez, V. 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European Estuarine and Coastal Environments. - Marine Pollution Bulletin 40: 1100-1114.

Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodríguez, J.G., & Rygg, B. 2007: An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic eco-region, according to the European Water Framework Directive. - Marine Pollution Bulletin 55: 42-52.

Cappelen, J. 2010: Danmarks Klima 2009 med Tórshavn, Færøerne og Nuuk, Grønland. - Teknisk rapport 10-01.
http://www.dmi.dk/dmi/tr10-01.pdf

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.
http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf

Casini, M., Lövgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J.-C. & Kornilovs G. 2008: Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. - Proceeding of the Royal Society B. 275: 1793-1801.

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

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

Dahl, K. 2005: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. 16 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 526.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR526.pdf

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.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR535.PDF

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.
http://www.dmu.dk/Pub/FR663.pdf

Dahl, K. & Josefson, A.B. (red.) 2009: Marine områder 2007 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 113 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 707.
http://www.dmu.dk/Pub/FR707.pdf

Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., & Carstensen, J. 2009: Bundvegetation: ålegræs og makroalger. - I: Dahl, K. & Josefson, A.B.: Marine områder 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 707, s. 41-48.

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.

Ellermann m.fl. 2010: Atmosfærisk deposition 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 801.

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.

Fødevaredirektoratet 2003: Helhedssyn på fisk og fiskevarer. Fødevare-Rapport 2003:17.
http://www.foedevarestyrelsen.dk/fdir/pub/2003017/rapport.pdf

Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 2009: Den globale opvarmnings indflydelse på fremtidens iltforhold i de indre danske farvande. - I: Dahl, K. & Josefson, A.B. (red.); Marine områder 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 707, s. 81-90.

HELCOM 2010a: Hazardous Substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Executive Summary. - Balt. Sea Environ. Proc. No. 120A.

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

Hjorth, M. & Josefson, A.B. (red.) 2010: Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 136 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 760.
http://www.dmu.dk/Pub/FR760.pdf

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

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

Josefson, A.B. & Hansen, J.L.S. 2010: Bundfauna. - I: Hjorth, M. & Josefson, A.B. (red.); Marine områder 2008. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 760, s. 67-74.
http://www.dmu.dk/Pub/FR760.pdf

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

Keats, D.W. 1991: American plaice, *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.

Larsen, M.M., Hjorth, M. & Sortkjær, O. 2010: Screening for kloralkaner i sediment. Relevans for NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 22 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 782.
http://www.dmu.dk/Pub/FR782.pdf

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

Markager, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Windolf, J. & Timmermann, K. 2010: Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 54 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 787.
http://www.dmu.dk/Pub/FR787.pdf

Miljøstyrelsen 1984: NPO-redegørelsen.
http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1984/87-503-5102-8/pdf/87-503-5102-8.pdf

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.

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

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

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

Olesen, B., Sand-Jensen, K. 1993: Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. - Marine Ecology Progress Series 94: 91-99.

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

OSPAR 2002: JAMP guidelines for monitoring contaminants in sediments. - Monitoring guidelines. Ref. no. 2002-16. Technical Annex 5.
http://www.ospar.org/documents/dbase/decrecs/agreements/02-16e_JAMP%20guidelines%20contaminants%20in%20sediments.doc

OSPAR 2008a: 2007/2008 CEMP Assessment: Trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and trends in TBT-specific biological effects. OSPAR Commission, Assessment and Monitoring Series 2008, 36 pp.
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00378_2007-2008_CEMP_assessment.pdf

OSPAR 2008b: Towards the cessation target: Emissions, discharges and losses of OSPAR chemicals identified for priority action. Hazardous substances series. OSPAR publication number 354/2008. ISBN 978-1-905859-93-1. 79 pp.
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00354_JAMP%20HA-3%20report.pdf

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.
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00390_2009%20%20CEMP%20assessment%20report.pdf

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.
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00461_Background%20Doc%20CEMP_Assessmt%20Criteria_Haz_Subs.pdf

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

SFT 2007: TA-2229/2007. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Statens Forurensningstilsyn, Norge.
http://www.sft.no/publikasjoner/2229/ta2229.pdf

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

Strand, J., Larsen, M.M., Næs, K., Cato, I. & Dahllöf, I. 2006: Tributyltin (TBT): Forekomst og effekter i Skagerrak. Uddevalla, Sweden, Rapport fra Forum Skagerrak II, 39 s.
http://www.forumskagerrak.com/download/503/x/TBT%20web%20ver2.pdf

Strand, J., Dahllöf, I., Larsen, M.M. 2009a: Biologisk effektmonitering. - I Dahl, K. & Josefson, A.B. (red.); Marine områder 2007. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU nr. 760, s. 62-63. http://www.dmu.dk/Pub/FR707.pdf

Strand, J., Bossi, R., Dahllöf, I., Jensen, C.A., Simonsen, V., Tairova, Z. & Tomkiewicz, J. 2009b: Dioxin og biologisk effektmonitering i ålekvabbe i kystnære danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 66 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 743.
http://www.dmu.dk/Pub/FR743.pdf

Strand, J., Vorkamp, K., Larsen, M.M., Reichenberg, F., Lassen, P., Elmeros, M. & Dietz, R. 2010: Kviksølvforbindelser, HCBD og HCCPD i det danske vandmiljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 36 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 794. http://www.dmu.dk/Pub/FR794.pdf

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.
http://www.blst.dk/Publikationer/2008/978-87-7052-384-4.htm

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.
http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_Fagrapporter/rapporter/FR508.pdf

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

US-EPA (Environmental Protection Agency) 2002: Mid-Atlantic Integrated Assessment (MAIA) Estuaries 1997-98. Summary Report. EPA/620/R-02/003. 115 pp.
http://www.epa.gov/emap/maia/html/docs/maiasr_9798.html

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.

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

Ærtebjerg, G., Bendtsen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Ellermann, T., Gustafsson, K., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S.S., Ovesen, N.B., Ambelas Skjøth, C., Strand, J., Söderkvist, J., Mouritsen, L.T., Bråten, S., Hoffmann, E. & Richardson, K. 2005: Marine områder 2004 - Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 551.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR551.PDF

Ærtebjerg, G. (red.) 2007: Marine områder 2005-2006 - Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 95 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 639.
http://www.dmu.dk/Pub/FR639.pdf

Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer

Jacob Carstensen

Næringsstofkoncentrationer, klorofyl og sigtdybde

Tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

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

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

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

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

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

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

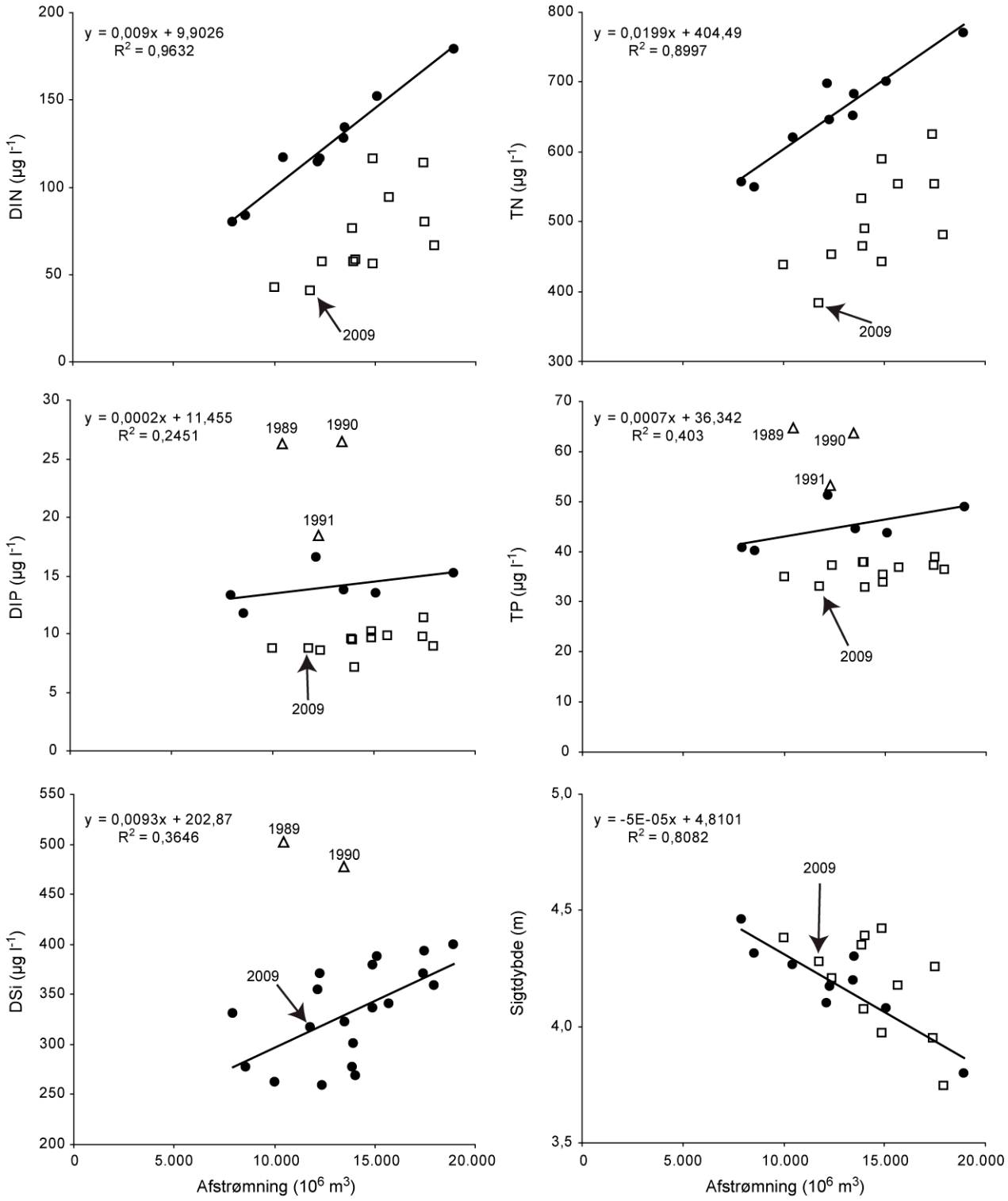
$$[\exp(\alpha - 2 \times \beta) ; \exp(\alpha + 2 \times \beta)]$$

Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for log(DIN) i bundvandet i 2009 var normalfordelt $N(3,84;0,040^2)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er 46,61 µg N l^{-1} med et 95 % konfidensinterval på [43,06;50,45].

Korrektioner for klimatiske variationer

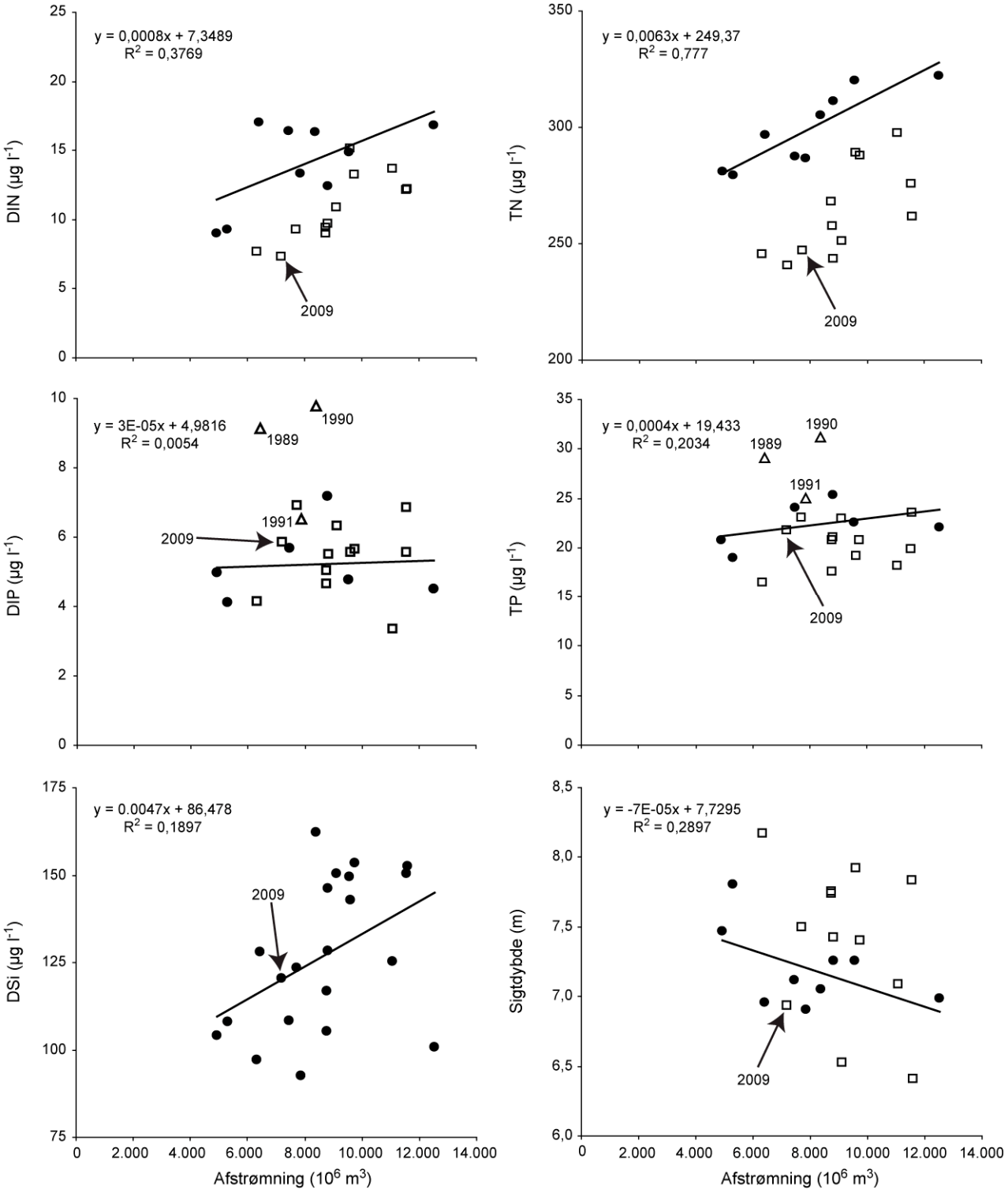
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor som påvirker næringsstofkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer.

Relationen mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af DIN og TN på basis af årene 1989-97 var særdeles gode (*figur B1.1*), hvilket er forventeligt, idet størstedelen af kvælstoftilførslen stammer fra diffuse kilder og dermed afstrømningen. For DIP og TP blev årene 1998-2004 udeladt af samme årsag som for kvælstof sammen med årene 1989-1991, hvor punktkildebidraget 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.



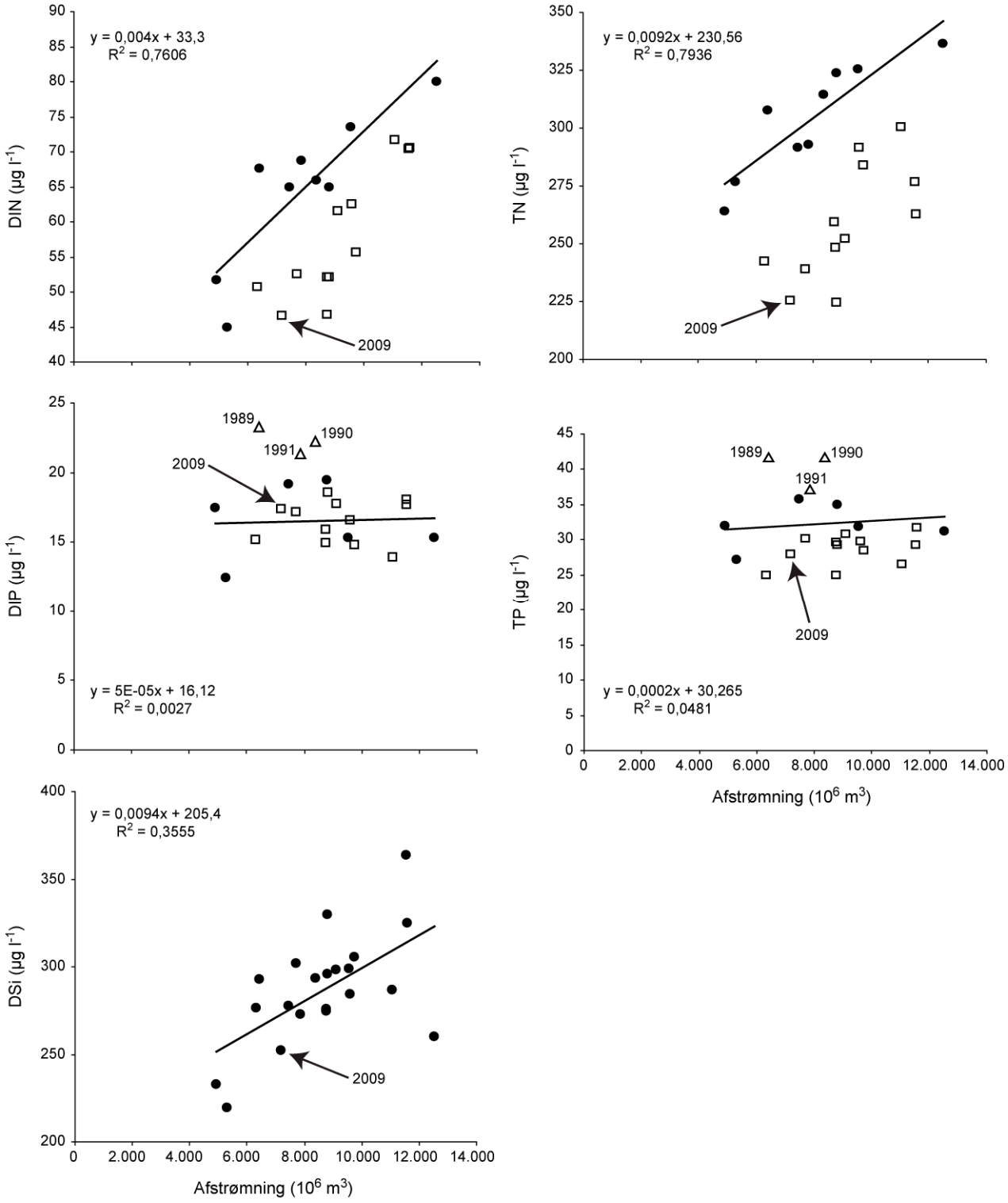
Figur B1.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP, TP, DSi og sigtdybde i fjorde og kystnære områder mod afstrømning. Årene 1998-2009 er markeret med firkanter for DIN, TN, DIP, TP og sigtdybde. For DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med trekanter, og for DSi er årene 1989 og 1990 markeret med trekanter.

Da næringsstofkoncentrationerne 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 1998-2009 er markeret med firkanter for DIN, TN, DIP, TP og sigtdybde, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med trekanter.

I de åbne indre farvandes bundvand (≥ 15 m) blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet som for overfladevand (DIN, TN: 1989-97; DIP, TP: 1992-97; DSi: 1989-2009). For DIN, TN og DSi gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP og TP ikke viste nogen stærk sammenhæng mod afstrømningen (*figur B1.3*).



Figur B1.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP og TP for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre havområder mod afstrømning. Årene 1998-2009 er markeret med firkanter for DIN, TN, DIP og TP, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med trekanter.

Bilag 2 Dataanalyser – bundvegetation

Dorte Krause-Jensen & Jacob Carstensen

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 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:

$$X_{ijk} = område_i + år_j + e_{ijk}$$

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.

$$Y_{ijk} = område_i + år_j + dybde_{ijk} + e_{ijk}$$

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.

[Tom side]

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser
er en del af
Aarhus Universitet.

DMU's opgaver omfatter forskning,
overvågning og faglig rådgivning
inden for natur og miljø.

På DMU's hjemmeside www.dmu.dk
finder du beskrivelser af DMU's aktuelle
forsknings- og udviklingsprojekter.

Her kan du også finde en database over alle publikationer
som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler,
rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2010

789 Forekomst og regulering af fritlevende mink i Danmark i jagtsæsonen 2007/08.
Af Asferg, T. 28 s.

788 Forekomst af antikoagulante rodenticider i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr.
En basisundersøgelse.
Af Christensen, T.K., Elmeros, M. & Lassen, P. 84 s.

787 Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde.
Af Markager, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Windolf, J. & Timmermann, K. 54 s.

786 Emissions from decentralised CHP plants 2007 – Energinet.dk Environmental project no. 07/1882.
Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production.
By Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 113 pp.

785 Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters.
2nd edition.
By Boertmann, D., Tougaard, J., Johansen, K. & Mosbech, A. 42 pp.

784 Denmark's National Inventory Report 2010. Emission Inventories 1990-2008 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.
By Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkærne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Johannsen, V.K., Vesterdal, L., Rasmussen, E., Arfaoui, K. & Baunbæk, L. 1178 pp.

783 Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner.
Af Andersen, M.S. 33 s.

782 Screening for kloralkaner i sediment. Relevans for NOVANA.
Af Larsen, M.M., Hjorth, M. & Sortkjær, O. 22 s.

781 Emissionskortlægning for decentral kraftvarme 2007 – Energinet.dk miljøprojekt nr. 07/1882.
Delrapport 5 Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme, 2006.
Af Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 105 s.

780 Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport.
By Winther, M. & Slentø, E. 99 pp.

779 Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE.
Af Olesen, H.R., Wåhlin, P. & Illerup, J.B. 71 s.

778 Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag.
Af Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) 206 s.

777 Air pollution from residential wood combustion in a Danish village.
Measuring campaign and analysis of results.
By Wåhlin, P., Olesen, H.R., Bossi, R. & Stubkjær, J. 49 pp.

776 Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE.
Emission inventories from the base year of the protocols to year 2008.
By Nielsen, O-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K. 565 pp.

775 Environmental monitoring at the former lead-zinc mine in Maarmorilik, Northwest Greenland, in 2009.
By Johansen, P., Asmund, G., Rigét, F., Johansen, K. & Schledermann, H. 32 pp.

774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.

773 Geese, seabirds and mammals in North and Northeast Greenland.
Aerial surveys in summer 2009.
By Boertmann, D. & Nielsen, R.D. 66 pp.

772 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2009.
By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 32 pp.

771 OMLHighway within the framework of SELMAGIS. Final Report.
By Jensen, S.S., Becker, T., Ketzel, M., Løfstrøm, P., Olesen, H.R. & Lorentz, H. 26 pp.

770 Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger.
Af Jensen, S.S., Ketzel, M. & Andersen, M.S. 48 s.

[Tom side]

MARINE OMRÅDER 2009

NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

De betragtelige reduktioner i næringsstofudledningerne og faldet i næringssaltkoncentrationerne, der er sket siden vandmiljøplanernes start, har ikke ført til de forventede forbedringer af miljøtilstanden i de indre danske farvande i 2009. Der er således ikke sket nogen entydig forbedring af parametre som fx sigtdybde, iltsvind og ålegræsudbredelse, der ellers kunne forventes at reagere positivt på de lavere næringssaltkoncentrationer i vandet. Eksempelvis har primærproduktionen vist en svagt stigende tendens gennem de sidste 10 år, mens klorofylkoncentrationen og den klimakorrigerede sigtdybde har vist et signifikant fald siden 2001 i både fjorde og åbent vand. Iltsvindet i de indre danske farvande var mindre i omfang end middelværdien for perioden 2003-2008 og varede kortere, bl.a. pga. jævnlige hændelser med kraftig vind. Den maksimale dybdegrænse for ålegræs er blevet mindre i inderfjordene, men større i yderfjordene. Ålegræsset dækkede generelt en mindre del af havbunden både på lavt vand og på mellemdybder i fjordene og på lavt vand i de åbne farvande. Udviklingen i bundfaunaens biodiversitet har været negativ siden 1994, men på grund af manglende data er det uklart, om denne tendens er fortsat i 2009. Årsagerne til den manglende forventede forbedring af miljøtilstanden er endnu ukendt men kan være relateret til de igangværende klimaændringer. Det er ikke muligt at kvantificere effekterne af disse ændringer i det nuværende NOVANA-program. Indholdet af zink, cadmium og kviksølv i muslinger og fisk lå generelt tæt på baggrundsniveau, mens blykoncentrationerne lå over EU's fødevarekriterium i muslinger. Imposex og intersex i havsnegle er stadig et miljøproblem i de danske farvande, men niveauerne er faldet markant de seneste år. Hormonforstyrrelser i ålekvabber i de danske farvande er udbredte, men der kræves yderligere undersøgelser for at identificere de stoffer, der kan være årsag til de observerede misdannelser. Kloralkaner blev påvist i både marine og ferskvandssedimenter i meget lave koncentrationer, og methylkvik-sølv blev påvist i alle muslingeprøver i koncentrationer, der lå under EU's miljøkvalitetskrav. Methylkviksølvkoncentrationerne i fisk og toppredatorer lå over EU's kriterier. Samlet set er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger så store, at det ikke kan forventes, at sådanne komplekse systemer vender tilbage til tidligere observerede tilstande blot ved at fjerne eller reducere én af påvirkningerne, fx næringsstofudledningerne.

ISBN: 978-87-7073-198-0
ISSN: 1600-0048