



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 639, 2007

NOVANA

Marine områder 2005-2006

– Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 639, 2007

NOVANA

Marine områder 2005-2006

– Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

Gunni Ærtebjerg (red.)

Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 639
- Titel: Marine områder 2005-2006 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten
Undertitel: NOVANA
- Forfatter: Gunni Ærtebjerg (red.)
Afdeling: Afdeling for Marin Økologi
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: December 2007
Redaktion afsluttet: November 2007
Faglig kommentering: Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter; Miljøcentrene; Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariatet (DMU); By- og Landskabsstyrelsen; øvrige fagdatacentre
- Finansiel støtte: Ingen ekstern finansiering
- Bedes citeret: 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>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Vandmiljøplanerne har siden 1989 reduceret udledningen af kvælstof og fosfor til farvandene betydeligt. Dette har medført lavere koncentrationer af næringsstoffer og planktonalger og mere klart vand. Trods dette er miljø- og naturtilstanden i de danske farvande endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes stor træghed i havmiljøet pga. forudgående store påvirkninger og ændringer i økosystemet, især hvad angår bunddyr og bundvegetation. Trægheden kan være forstærket af miljøfarlige stoffer og den højere vandtemperatur i de senere år.
- Emneord: vandmiljøplan, marin, hav, fjord, miljøtilstand, eutrofiering, overvågning, iltvind, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, marine ecology, assessment, eutrophication, monitoring, environmental quality
- Layout: Anne van Acker
Illustrationer: Forfatterne/Anne van Acker
- Forsidefoto: Blågrøn alger i Københavns Havn i august 2006 – foto: Jan Rasmussen, Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune
- ISBN: 978-87-7073-011-2
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 95
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR639.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
(Gunni Ærtebjerg)	
English summary	8
(Gunni Ærtebjerg, Colin Stedmon)	
1 Indledning	10
(Gunni Ærtebjerg)	
Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande	13
2 Klimatiske forhold	14
(Jacob Carstensen)	
3 Stoffilførsler fra land	17
(Gunni Ærtebjerg)	
4 Atmosfærisk kvælstofdeposition	19
(Thomas Ellermann, Jesper Christensen)	
5 Transport og tilbageholdelse af næringsstoffer i kystvande	21
(Karin Gustafsson)	
6 Stoftransport til og fra de indre farvande	23
(Jørgen Bendtsen)	
Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten	25
7 Næringsstofkoncentrationer	26
(Jacob Carstensen)	
8 Plankton	30
(Peter Henriksen, Lars M. Storm)	
9 Iltforhold	35
(Gunni Ærtebjerg, Jacob Carstensen)	
10 Bundvegetation - ålegræs og makroalger	38
(Dorte Krause-Jensen, Karsten Dahl)	
11 Bundfauna	44
(Jørgen Hansen)	
12 Tungmetaller i muslinger og fisk	47
(Martin M. Larsen)	
13 Miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk	49
(Martin M. Larsen)	
14 Biologisk effektmonitoring	53
(Jakob Strand)	
Del 3 – Fokusrapportering	58
15 Udviklingen i fytoplankton i Kattegat, Bælthavet, Sundet og den vestlige Østersø	59
(Peter Henriksen)	
16 Effekter af miljøfarlige stoffer i havet	68
(Ingela Dahllöf, Morten Hjorth, Jakob Strand)	

Del 4 – Sammenfattende diskussion 76

- 17 Tilstand og udvikling 77
(Gunni Ærtebjerg)
- 18 Målsætningsopfyldelse 82
(Gunni Ærtebjerg)
- 19 Ordliste 83
- 20 Referencer 90

Danmarks Miljøundersøgelser
Faglige rapporter fra DMU

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser, Århus 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, det tidligere overvågningsprogram. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som blev gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (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 næringsalte. Med NOVANA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Programmet omfatter nu også overvågning af arter og naturtyper, herunder terrestrisk natur. Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage til at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger, herunder overvågning af miljø og natur. Det er der-

for et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelser opgave at forestå 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 Miljøministeriets miljøcentre og fagdatacentre, som for grundvand er placeret hos Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, for punktkilder hos By- og Landskabsstyrelsen og for ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper hos Danmarks Miljøundersøgelser.

Rapporterne "Vandløb 2005-2006", "Søer 2005-2006", "Terrestriske naturtyper 2006" og "Arter 2006" er baseret på data indsamlet af amterne. "Marine områder 2005-2006" er baseret på data om kystvande og fjorde indsamlet af amterne samt Danmarks Miljøundersøgelser og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder. Rapporten "Landovervågningsoplande 2006" er baseret på data indsamlet af amterne fra 7 overvågningsoplande og udarbejdet i samarbejde med Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 2006" baseret på Danmarks Miljøundersøgelser overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

Sammenfatning

Vandmiljøplanerne har i år med en gennemsnitlig nedbør reduceret udledningen af kvælstof og fosfor til vores farvande betydeligt siden 1989. Dette har medført lavere koncentrationer af næringsstoffer og planktonalger i farvandene og sandsynligvis mindre iltsvind i 2006, trods stille og varmt vejr.

Trods dette er miljø- og naturtilstanden i de danske farvande endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes dels stor variation mellem årene i udledningen af næringsstoffer, især kvælstof, pga. varierende nedbør og afstrømning, dels stor træghed i havmiljøet pga. forudgående store ændringer i økosystemet, især hvad angår bunddyr og bundvegetation. Selvom der ses en positiv udvikling i de frie vandmasser med lavere koncentrationer af næringsstoffer og planktonalger og klarere vand, begrænser iltsvind stadig genetablering af bunddyr og muligvis også af ålegræs. Dette kan være forstærket af den højere vandtemperatur i de senere år.

Påvirkninger fra miljøfarlige stoffer kan også være medvirkende til den manglende genetablering af havmiljøet – fx ålegræs. I visse farvandsområder udgør tributyltin (TBT) og andre miljøfarlige stoffer en risiko for miljøet, som der ligesom for næringsstofferne må sættes ind overfor, hvis der skal opnås varige forbedringer i miljø- og naturforholdene i vores farvande. Udfasingen af TBT i bundmalinger synes nu at have medført faldende TBT niveauer og effekter i miljøet.

Den landsdækkende status for havmiljøet i 2005-2006 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Næringsstofftilførsler

Ferskvandsafstrømning, kvælstof- og fosforudledning i 2006 er baseret på foreløbige beregninger af udledning til de indre farvande: Kattegat, Øresund og Bælthavet med tilstødende fjorde.

- Ferskvandsafstrømningen til de indre farvande var i 2005 og 2006 tæt på normalt med hhv. 5% lavere og 5% højere afstrømning end gennemsnittet 1961-90.
- Kvælstofudledningerne til de indre farvande var i 2005 og 2006 hhv. 34% og ca. 16% mindre end gennemsnittet 1989-2004.
- Fosfortilførslen var i 2005 og 2006 hhv. 33% og ca. 39% mindre end gennemsnittet 1989-2004.

- Udviklingen i den samlede næringsstofftilførsel i tons uden hensyntagen til vandafstrømningen viste for kvælstof en faldende tendens i perioden 1989 til 2006. Fosforudledningen udviste et klart fald frem til midten af 1990'erne.
- Tager man højde for variationer i vandafstrømningen, var kvælstofudledningerne til fjorde og kystvande fra 1989 til 2004 reduceret med ca. 43%, og fosforudledningerne med ca. 77%. (Endnu ikke opgjort for 2005 og 2006).
- Depositionen af kvælstof fra atmosfæren til de danske farvande vurderes at være reduceret ca. 22% siden 1989.

Koncentration af næringsstoffer

- Næringsstoffkoncentrationerne i 2005 og 2006 var på niveau med de seneste år.
- Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser klare fald siden 1989, dog med en tendens til stagnation for fosfor efter 1997 og for kvælstof siden 2002.
- Disse resultater tilskrives i stor udstrækning Vandmiljøplan I for fosfor og Vandmiljøplan I og II for kvælstof. 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.
- Uorganisk fosfor- og siliciumkoncentrationer i bundvandet i de indre danske farvande er steget i de senere år, hvilket skyldes opstigning af næringsrigt bundvand i Østersøen.

Effekter af næringsstoffer

- Generelt var forholdene i de frie vandmasser dårligere i 2005 og 2006 end i de foregående år med højere primærproduktion og klorofylkoncentrationer og lavere sigtddybde.
- Korrigeret for klimavariationer (ferskvandsafstrømning) er vandet i fjorde og kystvande blevet klarere fra 1989 til 2005, og planktonalgenes klorofylkoncentration faldt.
- I de åbne indre farvande er den klimakorrigerede sigtddybde også steget siden slutningen af 1980'erne, men faldet i planktonalgenes klorofylkoncentration er ikke signifikant.
- Kiselalgebiomassen har ikke ændret sig markant siden slutningen af 1980'erne, hverken i fjorde, kystvande eller åbne farvande. Dog ses en stigning i østjyske fjorde.
- Biomassen af dinoflagellater er faldet og forholdet mellem kiselalger og dinoflagellater er steget

i de åbne, indre farvande, men ikke i fjorde og kystvande.

- Mængden af ilt i bundvandet i månederne juli-november er faldet signifikant i Limfjorden, østjyske fjorde, fynske fjorde og Det sydfynske Øhav siden slutningen af 1970'erne/begyndelsen af 1980'erne, samt i alle åbne indre farvande og Arkonahavet siden slutningen af 1960'erne.
- Iltforholdene i 2005 og 2006 var i de åbne indre farvande relativt gode, især de lave vindstyrker i begge år og høje temperaturer i 2006 taget i betragtning. Dog gik det hårdt ud over en række lavvandede fjorde i 2006, hvor store mængder muslinger og andre bunddyr døde af iltsvind, bl.a. 20-30.000 tons blåmuslinger i Isefjorden.
- I de åbne farvande var bundfaunaens diversitet og tæthed i 2005 og 2006 højere end i 2004, og den negative udvikling dermed stoppet, men diversiteten var stadig halveret i forhold til 1994, og tætheden af dyr faldet med 25-50%.
- En beregning af miljøkvalitetsindeks for bundfauna (DKI) i de åbne farvande viser ved sammenligning af perioderne 1994-1999 og 2000-2006, at miljøkvaliteten er faldet signifikant.
- Længde de åbne kyster og i yderfjordene er ålegræssets hovedudbredelse rykket ud på dybere vand, mens den maksimale dybdegrænse er uændret, og ålegræssets dækningsgrad er generelt faldet. Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er faldet på flere vanddybder.
- I inderfjordene er der overvejende negative tendenser. Ålegræssets maksimale dybdegrænse er rykket ind på lavere vand, og dækningsgraden på lavt vand er faldet, mens ålegræssets hovedudbredelse er uændret. Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er også uændret.
- Vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat i 2005 og 2006 var omtrent som gennemsnittet for perioden 1994-2001.
- Masseforekomst af søpindsvin udgør en alvorlig presfaktor for tangskoven på en række rev i Samsø Bælt.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

- Der er moderat forurenede i mange områder med tungmetallerne kviksølv, cadmium og kobber. For cadmium specielt i Øresund og for kviksølv i Vadehavet og Øresund, hvor enkelte prøver endog findes på niveauer, der indikerer markant forurening.
- I 46-70% af blåmuslingeprøverne fandtes kviksølv og cadmium på niveau med den forventede baggrundskoncentration i Nordsøen.
- Grænseværdierne for human konsum var ikke overskredet for kviksølv i skrubbe filet eller me-

taller i muslinger indenfor NOVANA prøverne. Undersøgelser udført af Fødevarestyrelsen fandt kun overskridelser for kviksølv i Sildehaj.

- For de "almindelige" NOVA/NOVANA miljøfarlige stoffer er det fortsat TBT fulgt af PCB og en enkelt PAH (anthracen) som giver anledning til overskridelser af EAC grænser. For TBT ses faldende koncentrationer i mange områder, men stadig kun 5% under EAC^{høj}, så TBT har stadig risiko for at give effekter. I en stor andel af prøverne ligger $\sum\text{PCB}_7$ stadig over EAC_{lav}, så risiko for effekter i økosystemet kan ikke udelukkes.
- Dioxiner og phthalater er påvist i alle områder. 69% af prøverne er ubetydelig forurenede med dioxiner, 23% moderat forurenede (Vadehavet, fynske fjorde) og 8% er markant til stærkt forurenede (Karrebæk fjord/Smålandsfarvandet).
- PFAS stofferne i fisk var på et niveau, som gør dem til kandidater til inddragelse i NOVANA, enten som supplerende stoffer eller i det årlige program.
- Muskstoffer i muslinger var på et niveau, hvor de ligger under kvantifikationsgrænsen i Danmark.
- Siloxaner er påvist i leverne fra skrubber og ålekvabber, men der er ingen vurderingskriterier, og stofferne indgår pt. ikke i vandrammedirektivet eller OSPAR's stoffister.
- Hormonforstyrrelser i form af imposex og intersex i havsnegle forårsaget af TBT, er stadigvæk meget udbredte i både de kystnære og åbne danske farvande. Der er fundet aftagende imposex niveauer som tegn på, at udfasningen af TBT har en effekt i havmiljøet. En samlet vurdering viser dog, at TBT især i de kystnære områder og åbne indre farvande stadigvæk udgør en væsentlig trussel for havmiljøet.
- Undersøgelser af den lysosomale membranstabilitet som mål for blåmuslingers sundhedstilstand viser, at muslinger i de fleste kystnære områder har det godt. I enkelte områder, og kun i visse år, er der fundet effekter, der især synes at skyldes forhøjede niveauer af organiske miljøgifte som PAH og PCB.
- Undersøgelserne af ålekvabbe har vist betydelige forskelle mellem områder, men også fra år til år. De højeste forekomster af unger med abnorm udvikling og aktivitet af afgiftningenszymer hos voksne fisk forekommer generelt i kystnære områder, hvor der er øget menneskelig påvirkning. Dette tyder på, at effekterne skyldes miljøfarlige stoffer, hvor der også kan være variationer fra år til år.

English summary

The years 2005 and 2006 revealed a number of positive developments in the environmental quality in Danish waters. The national action plans for water quality have resulted in a substantial decrease in the loading of nitrogen and phosphorus to these waters, in years with an average runoff a 43% reduction in nitrogen and a 77% reduction in phosphorus during the period 1989-2004. Nitrogen loading is now approaching the levels observed in the 1960s. Atmospheric deposition of nitrogen is estimated to have decreased by 22% during the period 1989-2006. These factors have resulted in a significant decline in nutrient concentrations in Danish waters since 1989. However, it appears that since 1997 and 2002 the concentrations of phosphorus and nitrogen, respectively, have remained relatively constant. Phytoplankton biomass in these waters has also decreased from 1979 to 2006 resulting in generally clearer waters.

Oxygen conditions in the off-shore inner Danish waters in 2005 and 2006 were on the whole relatively good. However, low winds and warm temperatures resulted in severe oxygen depletion and mortality of benthic fauna in shallow estuaries in 2006. For example 20-30,000 tons of blue mussels were killed in the Isefjord.

Eelgrass beds with coverage of at least 5% have increased to deeper waters along the open coastlines and in the outer parts of the estuaries. In the same areas the coverage of nuisance algae has declined.

The phasing out of TBT in antifouling paint for ship-hulls has resulted in a decline in its concentrations in many areas and the consequent effect on marine gastropods imposex has also been reduced. However, TBT poses still a threat for marine life, especially in the coastal areas.

Despite positive trends in certain individual parameters, the general environmental conditions of the Danish waters have not improved notably. Phytoplankton production, Secchi depth and especially the oxygen conditions are far from the levels they were at in the 1960s. The absolute depth limits of single specimens of eelgrass have not increased. Algae coverage on the stone reefs in the Kattegat has not changed during the period 1994-2006. The diversity of benthic fauna in the off-shore inner Danish waters during 2004-2006 has experienced a

50% reduction in comparison to the status in 1994 and the faunal density has fallen by 25-50%.

The lack of improvement in the general conditions, despite clear reductions in the nutrient loading, is due to a combination of issues. The coverage of eelgrass is halved compared to the beginning of the 20th century. From the 1960s to the 1980s phytoplankton productivity doubled in the Belt Sea and parts of the Kattegat and benthic fauna have been severely influenced by oxygen depletion events since the beginning of the 1980s. In addition fishing has not only changed the structure of the food web but also physically influenced the sea floor which may have harmed benthic fauna and plants. These are just few of the factors that have led to fundamental changes in the functioning of the marine ecosystem.

The effects of eutrophication have also been enhanced by climate change. Annual water temperatures have increased by 1° C in comparison to conditions in the 1970s and 1980s. The large year to year variability in precipitation and runoff has resulted in nitrogen loading varying annually by a factor of two, which presents an additional stress to estuarine and coastal ecosystems.

All these effects have resulted in an increased recirculation of nutrients between benthic and pelagic systems with greater phytoplankton production and subsequent oxygen consumption. Oxygen depletion events occur relatively easily and more often and hinder the ability of benthic fauna to re-establish their communities, and possibly also limit the extent of eelgrass coverage.

An additional reason for the limited improvements in the marine ecosystems may be the effects of contaminants. Across much of the region their levels are relatively elevated, particularly the heavy metals such as mercury, cadmium and copper, but also organic contaminants such as PAH's (anthracene in particular), PCB's and TBT. There are also elevated levels of dioxins, phthalates and polyfluorinated alkyl substances in specific areas and siloxanes have been detected in a screening investigation. The biological effects of these contaminants are evident in many areas, in particular the hormone disrupting effects of TBT in gastropods, but also changes in the lysosomal membrane stability of blue mussels due

to organic contaminants (PAH, PCB), and the occurrence of deformed offspring and increased production of detoxifying enzymes in Eelpout.

The understanding of the effects of these contaminants on ecosystems and their interactions with eutrophication processes is expanding. Research over the past few years has shown phytoplankton species differ in their contaminant tolerance and the availability of contaminants is dependent on the local environmental conditions (i.e. trophic status). Contaminants have been shown to influence the long term plankton productivity and the diversity of marine flora and fauna. Additionally, contaminants inhibit the spreading and growth of eelgrass and benthic fauna and as a result change the cycling of energy and nutrients in a system.

Thus contaminants, like nutrients, are a threat to the marine environment, which like nutrients have to be taken into account and acted upon in order to improve the environmental conditions of the Danish marine waters.

In summary the alterations in the marine ecosystems and the still persisting pressures are so large that the system can not be expected to return to its original condition after reductions in just one of the anthropogenic pressures acting on it (e.g. reductions in nutrient loadings). Recent research has shown that complex marine ecosystems do not respond reversibly to reduction in pressures, but establish new stable states. This is currently underway and it may take several years before a new steady state is reached.

1 Indledning

Folketinget vedtog i foråret 1987 Vandmiljøplan I. Baggrunden var de voldsomme iltsvind i 1980'erne, specielt i 1981 og 1986. Formålet med planen var at forbedre 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 der var usikkerhed om omfanget af udvaskningen af fosfor fra markerne. Først med Vandmiljøplan III fra 2004 skal overskuddet af fosfor tilført markerne halveres, og kvælstofudvaskningen skal reduceres med yderligere 13% inden 2015.

For at følge effekterne af Vandmiljøplan I vedtog Folketinget, at der samtidig skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer), 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. Med NOVA-2003 blev miljøfarlige stoffers forekomst, effekter og skæbne i vandmiljøet en del af det nationale overvågningsprogram. På det marine område blev desuden målehyppigheden intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer i de åbne farvande, 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 (*Svendson et al. 2004*) iværksat. På det marine område er NOVANA opdelt i tre indsatsområder:

- eutrofiering inkl. fysiske forhold og modellering
- biodiversitet og naturtyper
- miljøfarlige stoffer og biologisk effektmonitoring,

hvor biodiversitet og naturtyper er et nyt element i det nationale overvågningsprogram.

Formålet med overvågningen

Formålet med overvågningen af havet er:

- at følge udviklingen i de fysiske-kemiske forhold, herunder hydrografi, næringsstoffer og iltsvind
- at følge udviklingen i biologiske forhold
- at opgøre transporterne af vand- og næringsstoffer i de danske farvande
- at følge udviklingen i naturforhold og i biodiversitet inden for plankton, bundvegetation, bundfauna og fisk
- at opgøre forekomst og koncentration i biota og sediment af miljøfarlige stoffer og
- at vurdere biologiske effekter af miljøfarlige stoffer.

Områder og prøvetagningsprogram

I NOVANA er kystvande for eutrofieringsundersøgelser opdelt i to niveauer: E2 (repræsentative områder) og E2+ (typeområder), hvor der i E2+ områder suppleres med målinger af flere variable. I åbne farvande betegner E2+ stationer med høj målefrekvens (intensivstationer), mens E2 betegner stationer (ekstensivstationer) anvendt til kortlægning af vinternæringsalte, iltsvind, bundfauna og pigmenter i sedimentet. Også undersøgelser af biodiversitet/naturtyper og miljøfarlige stoffer er opdelt i to niveauer, hvor niveau 1 (B1 og MFS1) betegner lokaliteter, hvor der kun foretages undersøgelser 1 til 3 gange i en 6-årig periode, mens niveau 2 lokaliteter (B2 og MFS2) undersøges hvert år. Overvågning har i perioden 2004-2006 fundet sted i eller på:

Eutrofiering:

- 34 repræsentative kystområder (E2 områder)
- heraf 11 typeområder (E2+ områder)
- 100 ekstensive havstationer (E2, kortlægning)
- 14 intensive havstationer (E2+) inkl. 3 "bøjestationer"

Biodiversitet og naturtyper:

- 39 sten- og boblerev (B1)
- 7 fiskelokaliteter (B1)
- 845 bundfaunastationer (B1)
- 12 sten- og boblerev (B2)

Miljøfarlige stoffer:

- 50 sediment-, 26 muslinge- og 27 bioeffekt lokaliteter (MFS1)
- 31 muslinge-, 5 fiske- og 6-7 bioeffekt lokaliteter (MFS2)

Overvågning i de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er koncentreret om følgende 4 overordnede elementer: i) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, ii) biologiske forhold i vandsøjlen, iii) hydrografi og massebalance og iv) biologiske forhold på bunden. Overvågningen af miljøfarlige stoffer finder sted i både biota og sedimenter. *Figur 1.1A-C* viser placeringen af stationer, hvor de forskellige typer målinger, som ligger til grund for årets rapport, er foretaget.

Dataoverførsel og rapportering

Data fra undersøgelser gennemført af de daværende amter skulle indberettes til Det Marine Fagdatacenter (M-FDC) den 1. april det følgende år. Hovedparten af data fra 2005 blev som planlagt overført og indlagt i M-FDC's database (MADS). Men pga. aflyst rapportering i 2006, blev data ikke endeligt kvalitetssikret. Strukturreformens nedlæggelse af amterne, oprettelse af miljøcentrene, overgang til nye fagsystemer og afskaffelse af den regionale rapportering medførte en lang række problemer med overførsel og kvalitetssikring af 2006 data i foråret 2007. Selvom rapporteringen blev udsat i to måneder, lykkedes det ikke at få alle data i en anvendelig og kvalitetssikret form. Problemerne var størst for bundfauna, hvor kun de åbne, indre farvande er behandlet i denne rapport. Kun 2005 indgår i modelberegningerne af stoftransporter i kystvande. Også

inden for andre parametre fx bundvegetation kan problemerne med dataoverførsel have medført, at der indgår færre data fra 2005 og især 2006 i denne rapport end i tidligere år.

Desuden har det ikke været muligt at inkludere og anvende en endelig opgørelse for 2006 af ferskvandsafstrømning, kvælstof- og fosforudledning til de danske farvande. I stedet er anvendt en foreløbig estimering af tilførsel til de indre farvande baseret på sammenhænge mellem afstrømning og næringsstofudledning.

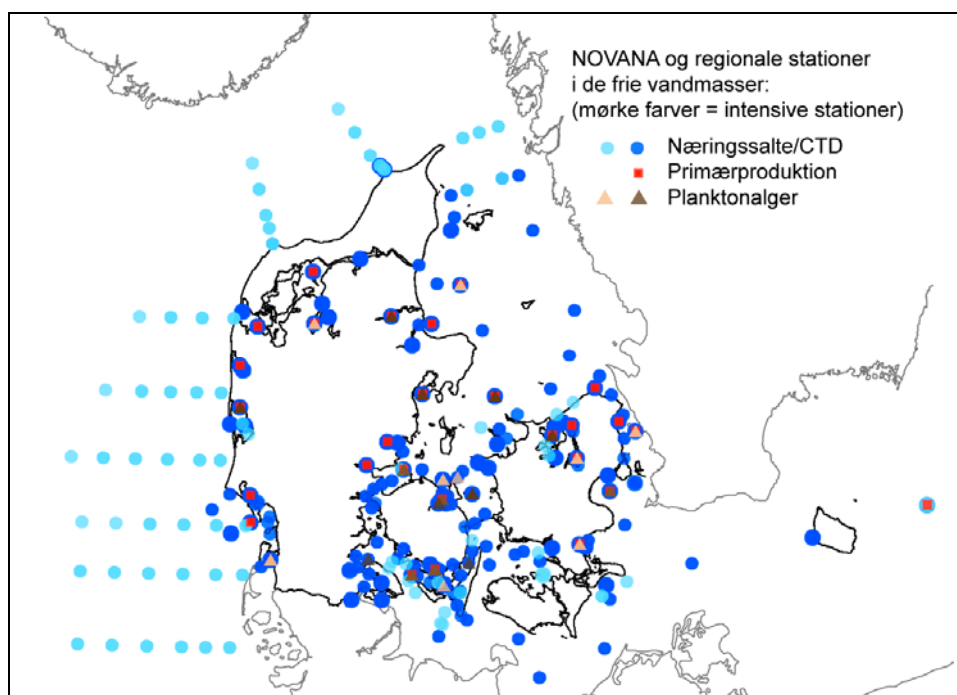
Foruden data fra det danske overvågningsprogram, indgår svenske og norske vandkemiske data fra de fælles havområder i denne rapportering. Disse data er ikke offentligt tilgængelige fra den nationale marine database, MADS, uden tilladelse fra SMHI i Sverige og Havforskningsinstituttet i Norge.

De marine data vurderes og rapporteres i nærværende landsdækkende havrapport om tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene i de danske farvande. De overordnede resultater og konklusioner fra de forskellige NOVANA delprogrammer indgår i den faglige sammenfatning 'Vandmiljø og Natur 2006' (Boutrup et al. 2007).

Formålet med rapporteringen

Den landsdækkende havrapport har til formål: i) at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene, ii) at gøre rede for transporterne af næringsstoffer i de danske farvande og iii) at vurdere, om de fastsatte kvalitetsmål for vandmiljøet er opfyldt.

Figur 1.1A Pelagiske prøvetagningsstationer, hvorfra data er anvendt i denne rapport. Intensiv stationer for næringssalte/CTD defineres som mere end 3 prøver om året, for planteplankton mere end 24 prøver om året. Bemærk at der på nogle stationer tages så mange prøvetyper, at symbolerne kan dække for hinanden (fx Århus Bugt), ligesom intensiviteten kan være forskellig i 2005 og 2006.



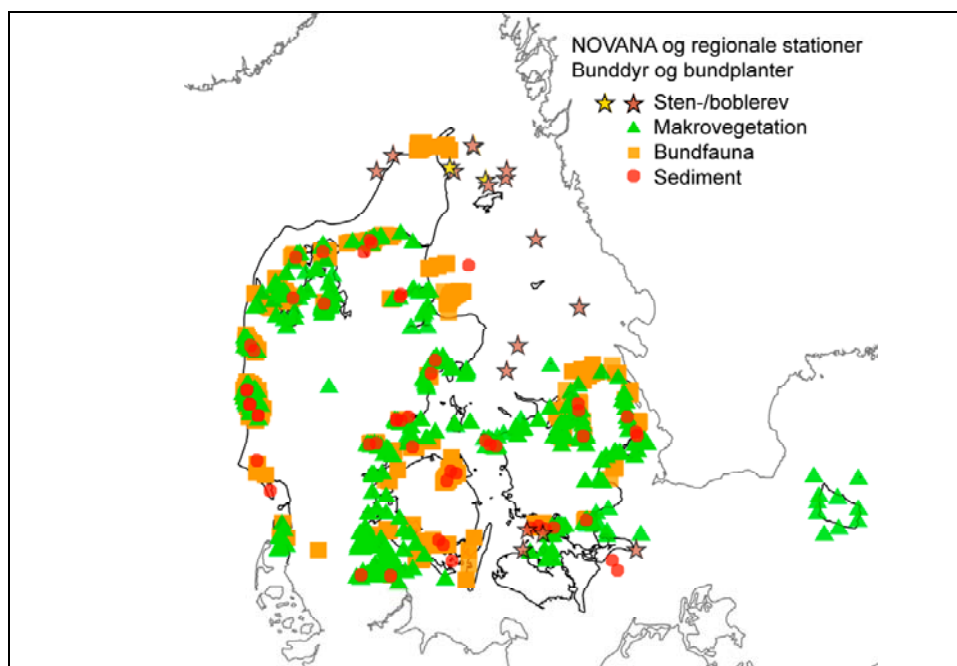
Tilstanden og udviklingen i de danske farvande er vurderet i årsrapporter siden 1990. Indikatorerne for den aktuelle tilstand og udviklingen i rapporterne har i stort omfang været de samme gennem årene, da de er vurderet at have den fornødne robusthed. Indikatorerne fokuserer på forekomst og effekter af forurenende stoffer, først og fremmest på næringsstoffer og miljøfarlige stoffer.

Udvekslingen af vand og stof med de havområder, som grænser op til Danmark, er vigtig for at forstå betydningen af lokale kilder og eksterne kilder. I regi af NOVA-programmet har der i perioden 1998-2001 været udført beregninger af vand- og stoftransporterne i de indre danske farvande. Disse aktiviteter er

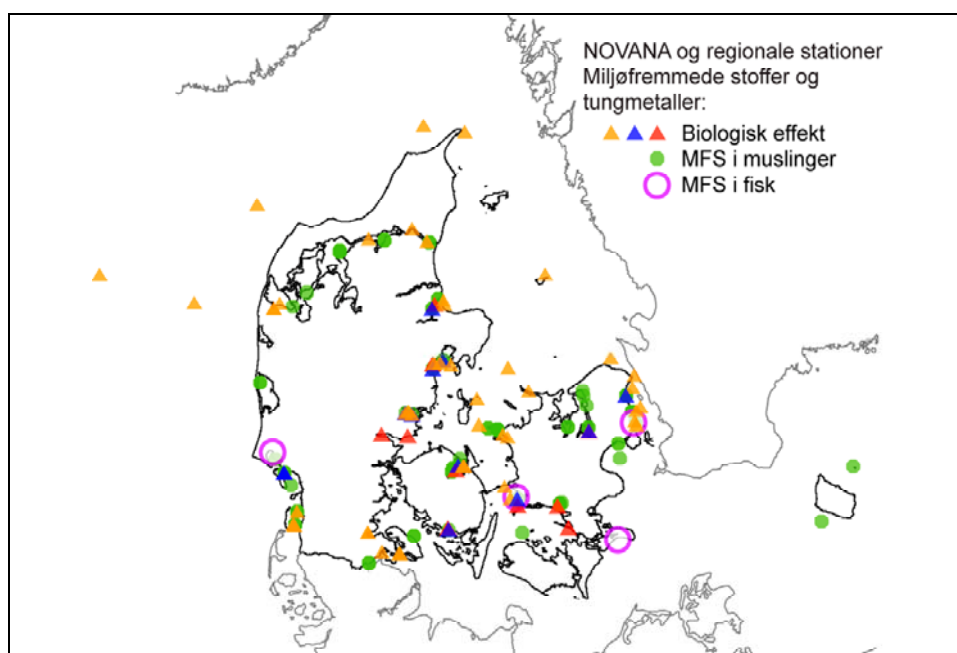
genoptaget i NOVANA-programmet med beregning af vand- og næringsstoftransporter i hvert af årene 2004 til 2006. I NOVA og NOVANA programmerne indgår desuden modellering af næringsstofudveksling mellem en række kystvande (typeområder, E2+ områder) og tilstødende farvande.

Det er selvsagt vigtigt at vide, om de politisk fastsatte mål for miljøkvaliteten er opfyldt, eller om målene kan opfyldes med de vedtagne handlingsplaner. Der er ikke regionalt foretaget en opdateret vurdering af målsætningsopfyldelsen i de forskellige kystvande i 2005 og 2006. På baggrund af resultaterne præsenteret i denne rapport, giver Det Marine Fagdatacenter en kort vurdering i kapitel 18.

Figur 1.1B Benthiske prøvetagningsstationer og områder, hvorfra data er anvendt i denne rapport.



Figur 1.1C Prøvetagningsstationer og områder, hvorfra data for tungmetaller, miljøfremmede stoffer og biologiske effekter er anvendt i denne rapport. For de biologiske effekter (se kapitel 14) er lysosomal stabilitet i blåmuslinger de små blå trekanten og ålekvabbeyngel er de røde trekanten. Imposex og intersex er de orange trekanten.



Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande

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.

Miljøforholdene 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. kan spille en rolle.

Der er også år til år variationer i samspillet mellem fysiske og menneskeskabte påvirkninger. 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.

Ved vurdering af tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene i de enkelte farvande er det derfor nødvendigt at inddrage variationerne i de naturlige og menneskeskabte påvirkninger for at bestemme, om målsætningen er opfyldt, eller den generelle udvikling går i den ønskede retning.

Mængden af næringsstoffer i et farvand styrer i høj grad dets miljø- og naturkvalitet. 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 væk. Øget eutrofiering kan også øge risikoen for opblomstring af skadelige planktonalger, der kan misfarve vandet, danne skum, dræbe bunddyr og fisk eller medføre skaldyrsforgiftning af mennesker. 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 og derved bevirke, at strandene taber rekreativ værdi. Færre ålegræsenge og bunddyr giver dårligere betingelser for opvækst af fisk, og kan derfor give økonomiske tab for fiskeriet. Eutrofiering ændrer samtidigt struktur og funktion af økosystemets komponenter (plankton, bundvegetation, bunddyr, fisk) og resulterer generelt i en lavere biodiversitet.

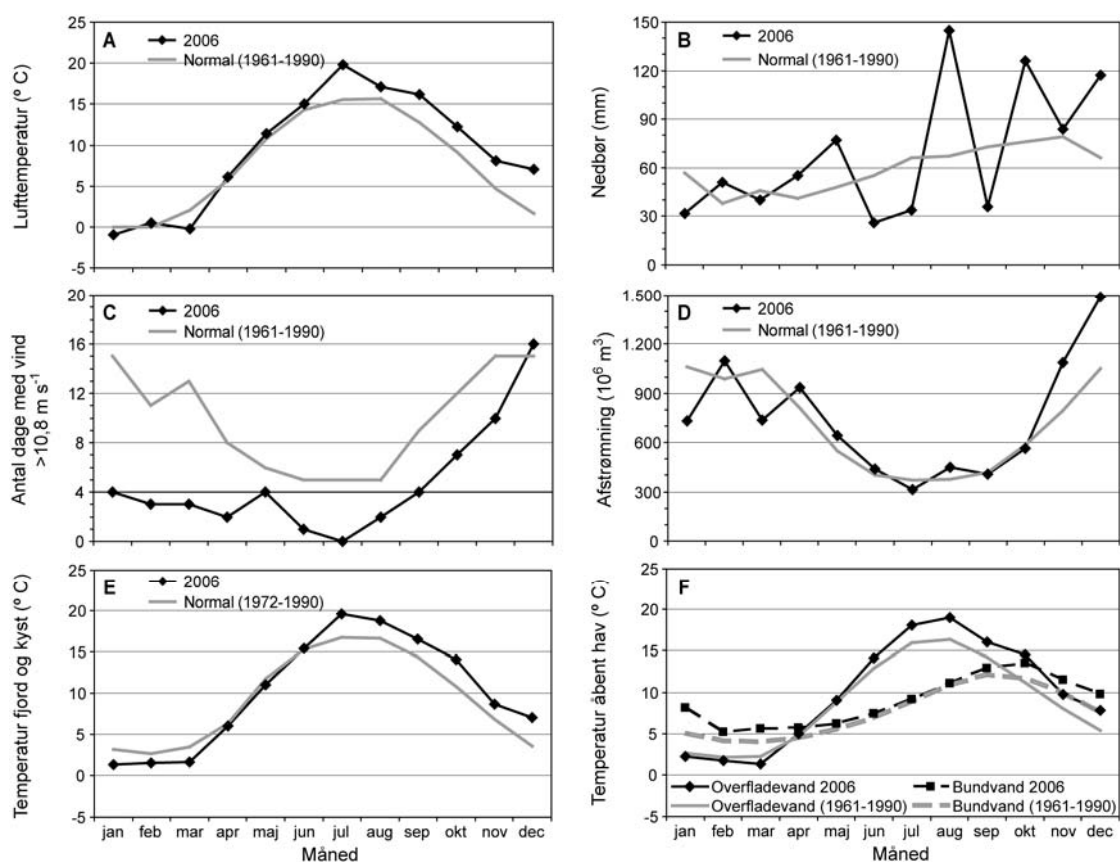
Tilførsler af miljøfarlige stoffer udgør også en presfaktor, der kan have indflydelse på økosystemets struktur og funktion, idet de påvirker følsomme organismers reproduktion, vækst og adfærd eller kan på anden måde have betydning for deres overlevelse. I en række kystvande og for visse stoffer også i åbne danske farvande forekommer forhøjede niveauer af en række metaller og organiske forbindelser, og de kan dermed udgøre en potentiel risiko for økosystemet. I visse tilfælde kan stofferne kobles til specifikke biologiske effekter, fx TBT og ændringer af køns karakterer (imposex/intersex) hos havsnegle.

2 Klimatiske forhold

De klimatiske forhold i Danmark i år 2006 beskrives med arealvægtede gennemsnit af temperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2006 (Cappelen 2007), afstrømningsdata sammensat af opgørelser fra Hedeselskabet (1942-1989) og DMU (1990-2006), 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, vind målt ved Sprogø (1977-1997) og Risø (1995-2006) (Afdelingen for Vindenergi, Risø), og indstråling ved H.C. Ørsted Institutet i København (1993-2006) og Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000). De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder.

Vinter (januar – februar)

Vinteren 2006 var normal i forhold til standardperioden for lufttemperatur og nedbør (figur 2.1). Derimod var der ikke mange dage med kraftig vind (7 mod normalt 26) i januar og februar og vinden kom hovedsageligt fra sydøst (figur 2.3). Vinterafstrømningen var 11% lavere end normalen. Temperaturen var også normal i fjorde, ved kyster og for overfladelaget i de åbne farvande, hvorimod bundvandet var 3,1° C og 1,1° C varmere end normalt i januar og februar som følge af et relativt varmt efterår 2005.



Figur 2.1 Årsvariation i 2006 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 amterne.

Forår (marts - maj)

Lufttemperaturen var ca. $0,5^{\circ}\text{C}$ under normalen, hvilket skyldtes en forholdsvis kold marts måned. Selvom nedbørsmængden var 27% over normalen, blev den samlede afstrømning 4% mindre end normalt. Vinden var for det meste svag, skiftende til sydvestlig retning i april og maj. Temperaturen i bundvandet tilnærmede sig gradvist normalen.

Sommer (juni – august)

Sommeren ændrede sig fra normal til usædvanlig varm i juli, hvilket også havde en afsmittende effekt på temperaturen i de øvre vandmasser. Nedbøren var meget variabel med over dobbelt så meget regn i august som normalt. Sammenholdt med to relativt tørre måneder forud, blev afstrømningen i sommerperioden kun 5% over normalen. Vinden var fortsat meget svag, mest fra sydvest.

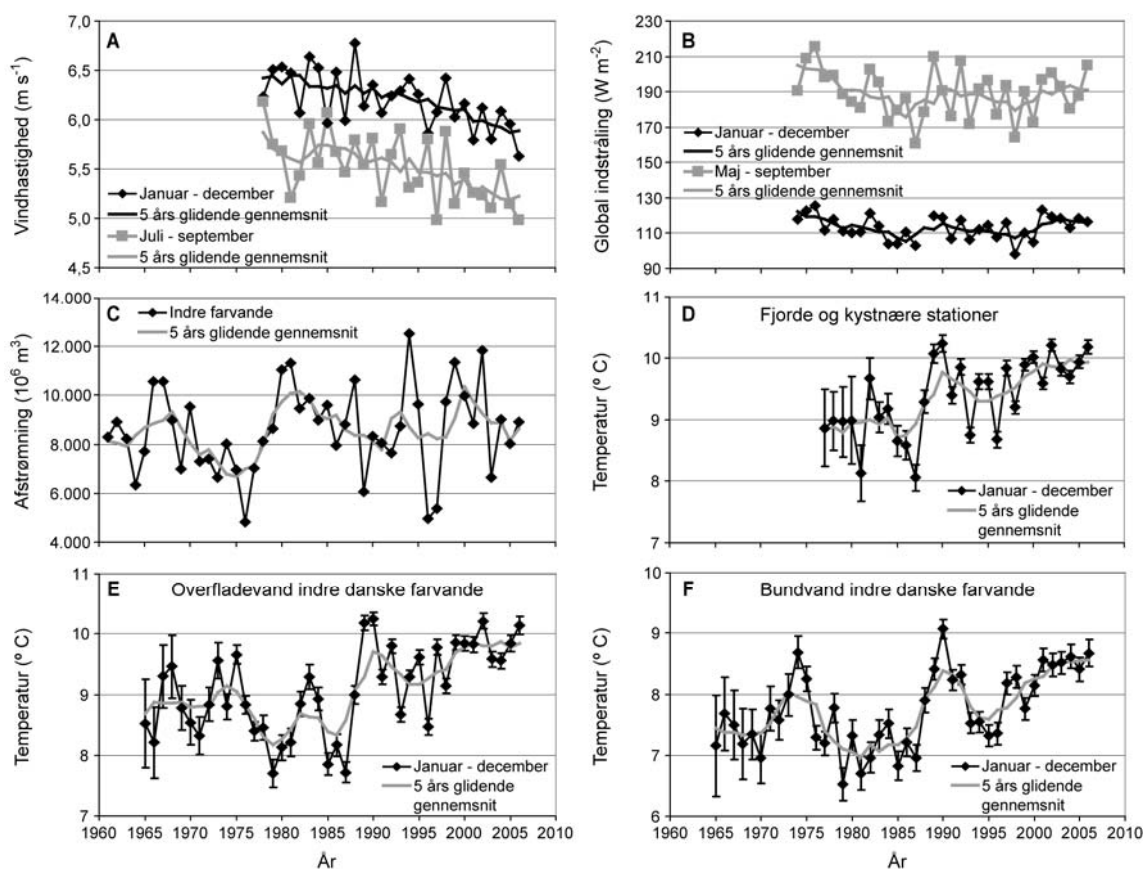
Efterår (september – december)

Efteråret 2006 var usædvanligt mildt med lufttemperaturer $3,9^{\circ}\text{C}$ over normalen. På trods af en tør september var den samlede nedbør 23% over nor-

malen, hvilket resulterede i en 25% højere afstrømning. Vinden tog gradvist til, således at der var flere dage med kraftig vind i december, hvor vinden hovedsageligt kom fra syd. Temperaturen i de øvre vandmasser var ca. $2,5^{\circ}\text{C}$ varmere end normalt, og denne forhøjede temperatur var også tydelig i bundvandet fra oktober til december.

Året som helhed

Det mest karakteristiske ved 2006 var de meget høje temperaturer i de sidste 6 måneder, ca. $3,5^{\circ}\text{C}$ og $2,5^{\circ}\text{C}$ over normalen for henholdsvis luft og de øvre vandmasser. Bundvandet var ca. $2,0^{\circ}\text{C}$ varmere end normalt i oktober-december. Der var store variationer i nedbørsmængden i sommerperioden, uden at det resulterede i større eller mindre afstrømningsmængder. I de sidste to måneder af året var afstrømningen ca. 40% over normalen. Der var ganske få dage med kraftig vind i 2006 (56 dage mod normalt 119), specielt i de første 9 måneder. Vinden var mere sydlig end normalt, men ikke usædvanlig i forhold til andre år (figur 2.3).



Figur 2.2 Tidslig udvikling for A) vindhastighed, B) global indstråling, C) afstrømning til de indre farvande, D) vandtemperatur i fjorde og kystnære områder, E) overfladevandstemperatur i de indre, åbne farvande, og F) bundvandstemperatur i de indre, åbne farvande. Datakilder: A-B) Sund og Bælt Holding, Forskningscenter Risø, HC Ørsted Institut, Landbohøjskolen og C) Hedeselskabet og DMU, D-F) DMU og amterne. Middeltemperaturer er angivet med 95% konfidensgrænser.

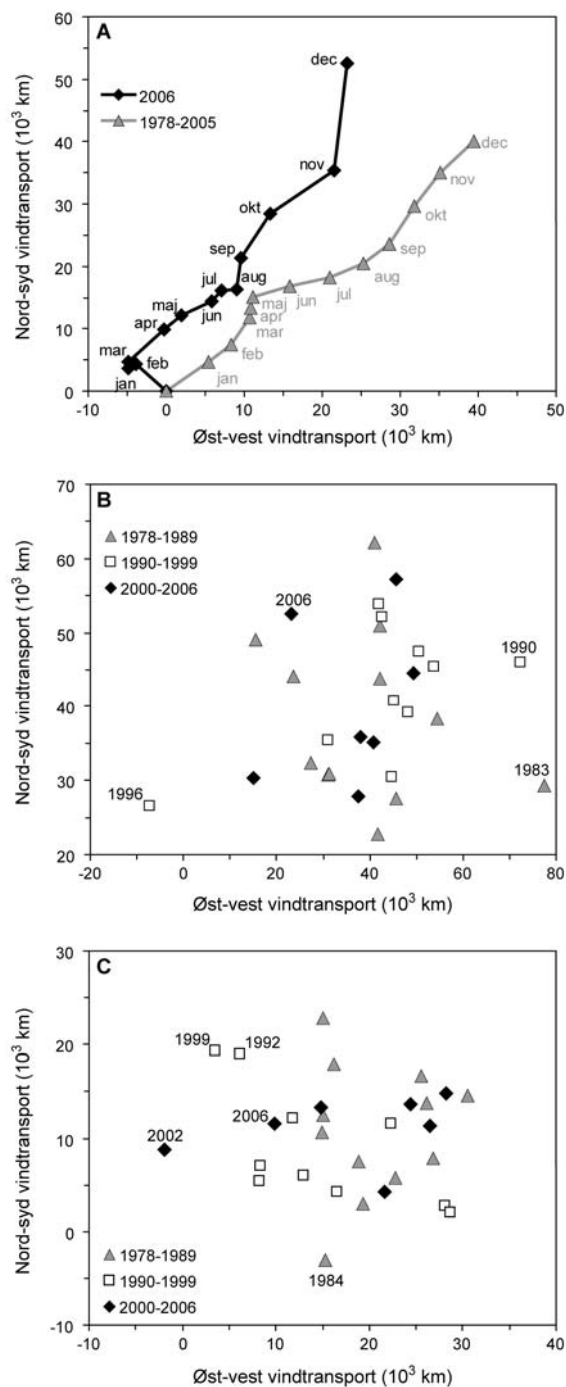
Tidlig udvikling

Den årlige middel vindhastighed er aftaget fra 6,4 m s⁻¹ i 1980'erne til under 6,0 m s⁻¹ i de senere år (figur 2.2A). Den samme tendens gør sig gældende for middel vindhastighed fra juli til september, hvor iltsvind i lavvandede områder hyppigt optræder. Vindhastighederne i 2006 var faktisk de laveste i 29 år. Selvom vinden er blevet svagere, er der ingen generelle indikationer af, at vindretningen har ændret sig (figur 2.3). Den dominerede vindretning er stadig fra sydvest, idet der dog kan være store forskelle for enkelte år. I 2006 var der samlet set mindre vind fra vestlige retninger end normalt, men ikke usædvanligt (figur 2.3B). Vindtransporten i maj-september, som kan være afgørende for transporten af bundvand i de indre farvande, var lav i 2006, men slet ikke så usædvanlig som i 2002.

Den globale indstråling var i 2006 på niveau med tidligere år for året som helhed, hvorimod indstrålingen i de varme måneder var blandt de højeste i de 33 år med data (figur 2.2B). Somrene i midten af 1970'erne var solrige i modsætning til de solfattige 1980'ere. Der er ingen generel udviklingstendens i indstrålingen.

Afstrømningen udviste også forskellige mønstre i løbet af de sidste 5 årtier (figur 2.2C). I 1960'erne var middelaflstrømningen 8.500 mio. m³ om året, hvilket faldt til 7.500 mio. m³ i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til 9.400 mio. m³ i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været på et niveau svarende til langtidsmiddel, om end det karakteristiske ved perioden efter 1990 er de store variationer mellem årene.

Temperaturen i de danske farvande er steget med ca. 1° C i løbet af de sidste 40 år (figur 2.2D-F). Tendenserne er de samme for fjorde, kystnære områder, 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 op imod 1,5° C. For de øverste vandmasser var 2006 sammen med 1989, 1990 og 2002 blandt de absolut varmeste år. For bundvandet var 2006 det tredje varmeste år.



Figur 2.3 Den retningsbestemte vindtransport beregnet som vektorsummen af den øst-vestgående og nord-sydgående hastighedskomponent. A) årsvariationen 2006 sammenholdt med tidligere år, B) den årlige vindtransport, og C) vindtransporten i månederne maj til september. Datakilder: Sund og Bælt Holding, Forskningscenter Risø, H.C. Ørsted Institutet.

3 Stoffilførsler fra land

Tilførslen af næringsstofferne kvælstof og fosfor styrer i høj grad miljø- og naturkvaliteten i farvandede. 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 iltvind, 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 1989-2005.

For 2006 har det ikke været muligt i denne rapport at inkludere og anvende en endelig opgørelse af ferskvandsafstrømning, kvælstof- og fosforudledninger til de forskellige områder af de danske farvande. I stedet er der estimeret nogle foreløbige udledninger pr. måned til de indre farvande med tilstødende fjorde under et. Disse estimater er sammen med tilsvarende data fra 1989-2005 brugt i vurderingen af tilstand og udvikling i natur- og miljøtilstanden i farvandede, samt til klimakorrigerings af pelagiske parametre.

Ferskvandsafstrømningen til de indre farvande pr. måned i 2006 blev estimeret på basis af data fra 5 år (Gudenå, Voers Å, Odense Å, Suså og Hovedkanal på Lolland) og deres relation til den samlede afstrømning i årene 1999-2005.

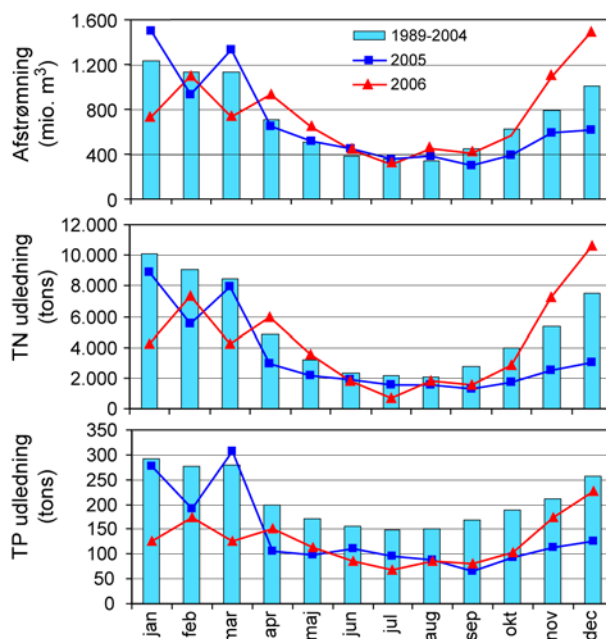
Diffus kvælstof- og fosforudledning pr. måned i 2006 blev derefter beregnet ud fra korrelationen mellem afstrømning og diffus næringsstofudledning på månedsbasis i 2004 ($R^2 = 0,96$ for både N og P). Punktkildeudledningerne i 2004 blev fordelt ligeligt på månederne og adderet til de beregnede diffuse udledninger for at få et estimat for de samlede udledninger i 2006.

Stoffilførsler i 2005 og 2006

Ferskvandsafstrømningen til de indre farvande var i 2005 og 2006 tæt på normalt med hhv. 5% lavere og 5% højere afstrømning end gennemsnittet 1961-90. Afstrømningen var specielt stor i første kvartal af

2005 og i november-december 2006, men lav i sidste halvdel af 2005 (figur 3.1).

Kvælstofudledningerne til de indre farvande var i 2005 og 2006 hhv. 34% og ca. 16% mindre end gennemsnittet 1989-2004. Tilsvarende var fosfortilførslen i 2005 og 2006 hhv. 33% og ca. 39% mindre end gennemsnittet 1989-2004. Sæsonvariationen i kvælstof- og fosforudledningerne i 2005 og 2006 fulgte variationerne i ferskvandsafstrømningen (figur 3.1).

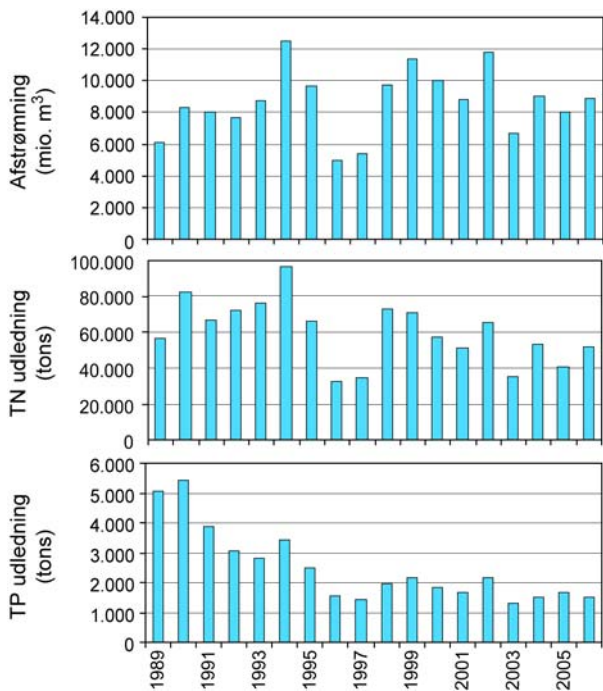


Figur 3.1 Månedstilførsel af ferskvand, kvælstof (TN) og fosfor (TP) via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de indre farvande med tilstødende fjorde i 2005 og 2006 sammenlignet med middelværdierne for perioden 1989-2004.

Udvikling i stoffilførsler

Ferskvandsafstrømningen udviste i perioden 1989-2006 store variationer fra år til år uden nogen overordnet tendens (figur 3.2). Udviklingen i kvælstoftilførselen viste tilsvarende stor år til år variation, men samtidig en faldende tendens. Fosforudledningen viste et klart fald fra 1989-1990 frem til midten af 1990'erne (figur 3.2).

År til år variationerne skyldes variationer i nedbør og afstrømning. Det gælder især for kvælstof. Tager man højde for variationer i vandafstrømningen, var kvælstofudledningerne til fjorde og kystvande fra 1989 til 2004 reduceret med ca. 43%, og fosforudledningerne med ca. 77%.



Figur 3.2 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de indre farvande med tilstødende fjorde i perioden 1989 til 2006.

Sammenfatning

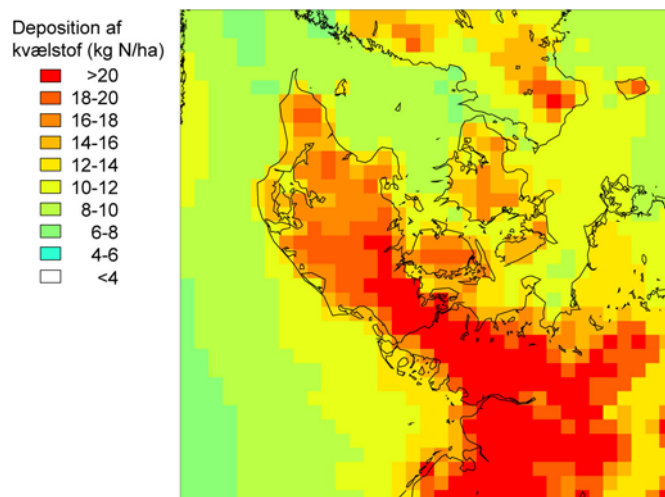
- Ferskvandsafstrømningen har varieret kraftigt fra år til år, men var i 2005 og 2006 omkring middel for perioden 1989-2004.
- Den aktuelle kvælstofudledning uden korrektion for variationen i ferskvandsafstrømningen udviste en faldende tendens i perioden 1989-2006, og fosforudledningen er faldet signifikant frem til midten af 1990'erne.
- Korrigeret for variationer i ferskvandsafstrømningen er kvælstofudledningen faldet ca. 43% og fosforudledningen ca. 77% fra 1989 til 2004.

4 Atmosfærisk kvælstofdeposition

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. Derfor får den atmosfæriske kvælstofdeposition 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 17 km x 17 km, som dækker de danske farvandsområder (figur 4.1) (Ellermann et al. 2006). Beregningerne er foretaget med emissionsopgørelser for år 2005 for Danmark og 2004 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 2006. 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 t km⁻². Gitterfelterne er på 17 km x 17 km.

Tabel 4.1 Kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande (+ svensk del af Øresund og Kattegat) i 2006.

ID	Navn	Tør-deposition (KTonN)	Våd-deposition (KTonN)	Total deposition (KTonN)	Total deposition/areal (tons N km ⁻²)	Areal (km ²)	Andel fra danske kilder (%)
1	Nordsøen – Alle danske områder	10,0	33,1	43,1	8,8	48.750	9
2	Skagerrak – Alle danske områder	1,8	7,2	9,0	8,7	10.343	18
3	Kattegat – Svenske områder	1,0	4,7	5,7	8,5	6.743	12
3	Kattegat – Alle danske områder	3,7	11,9	15,6	9,3	16.828	23
4	Nordlige Bælthav	1,1	3,0	4,1	10,4	3.925	28
5	Lillebælt	0,9	2,0	3,0	13,8	2.171	30
6	Storebælt	1,3	3,7	5,0	11,0	4.519	24
7	Øresund – Alle danske områder	0,3	1,0	1,3	9,3	1.405	18
79	Øresund – Svenske områder	0,1	0,7	0,8	8,5	950	13
8	Sydlig Bælthav	0,7	2,2	2,9	11,5	2.547	12
9	Østersøen – Alle danske områder	2,8	9,7	12,5	9,9	12.567	10
Alle danske farvandsområder		23	74	97	9,4	103.208	15

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 er givet på:

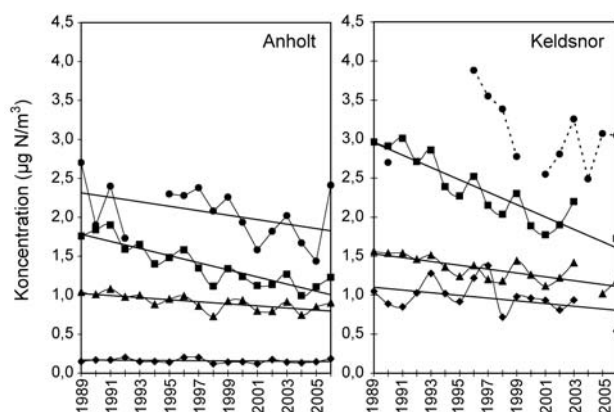
<http://www.dmu.dk/Luft/Luftforurenings-modeller/Deposition/>

Den beregnede totale kvælstofdeposition var i 2006 på 97.000 tons. Siden rapporteringen for 2004 er der foretaget en nødvendig opdatering af modellen. Baggrund og konsekvenser af skift i model er nærmere gennemgået i et bilag under lufrapporteringen i NOVANA (se *Ellermann et al. 2006*). Ved anvendelse af den nye og opdaterede modelversion beregnes den samlede deposition i 2004 og 2005 til henholdsvis 82.000 og 76.000 tons kvælstof. Den højere deposition i 2006 skyldes en større nedbørsmængde over de danske farvande end i 2004 og 2005.

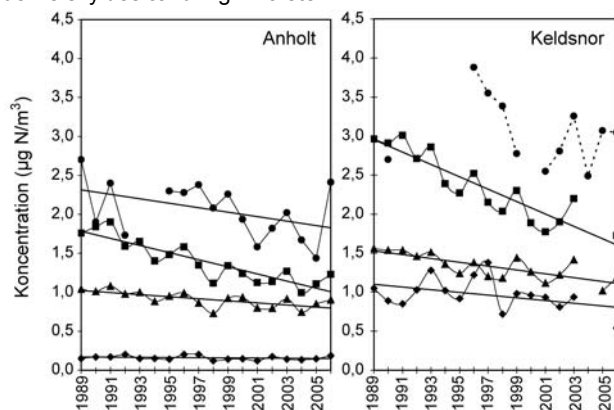
Målingerne ved målestationen på Anholt viser en højere deposition i 2006 set i forhold til resultaterne fra både 2004 og 2005. På Keldsnor ses størst deposition i 2004, lavest deposition i 2005, mens 2006 er lidt mindre end i 2004. På begge målestationer følger variationerne i depositionen i store træk variationerne i nedbørsmængden. Forskellen mellem de to målestationer skyldes dermed forskellene i den tidlige udvikling i nedbørsmængden på de to målestationer. Målingerne viste stor variation i depositionen mellem månederne. Ved Keldsnor målttes de højeste depositioner i juni og juli, mens de største depositioner ved Anholt faldt i juli, oktober og november.

Den danske andel af depositionen er i modelberegningerne vurderet til ca. 15%, men varierer fra 28-30% i Lillebælt og det nordlige Bælthav til 9-12% i Østersøen, Nordsøen, østlige Kattegat og sydlige Bælthav (*tabel 4.1*).

Udviklingen i kvælstoftilførslen vurderes alene ud fra målinger, idet usikkerheden i modelberegningernes totale kvælstofdepositioner er forholdsvis stor, bl.a. på baggrund af de store usikkerheder i emissionsopgørelserne. *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 målestationer, og ved midling over alle målestationer ses et signifikant fald. Tilsvarende



Figur 4.2 Årsmiddelniveauerne af koncentrationerne af ammoniak (◆), partikelbundet ammonium (■), sumnitrat (▲) og kvælstofdioxid (●) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor. Tendenslinier er beregnet ved simpel lineær regression. Målingerne af kvælstofdioxid på Keldsnor i perioden fra 1996-2006 er foretaget i forbindelse med LMP (se *Kemp et al. 2006*). Bemærk at stigning i kvælstofdioxid på Anholt delvis skyldes ændring i måleteknik.



Figur 4.3 Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (◆) og den årlige nedbørsmængde (▲) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor i perioden 1989-2006. Målingerne ved Keldsnor er middel af målingerne ved Bagenkop og Føllesbjerg.

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. 22% for perioden 1989-2006. Der er store variationer mellem årene på grund af variationerne i de meteorologiske forhold. Navnlig 1998 og 1999 udmærkede sig ved høj våddeposition, hvilket skyldtes store nedbørsmængder i disse år.

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 Transport og tilbageholdelse af næringsstoffer i kystvande

Den biologiske omsætning og tilbageholdelse af næringsstoffer, der tilføres et kystvand, kan beregnes ud fra måling og modellering af stofkoncentrationer og hydrografi. Set over lange tidsskalaer er tilbageholdelsen et udtryk for kystvandets rensningskapacitet i forhold til den næringsstofbelastning, kystvandet modtager. Tilbageholdelsen afhænger fx delvis af vandets opholdstid i kystvandet og delvis af graden af iltsvind. Jo større opholdstid, jo mere tid er der til at omsætte og bundfælde næringsstoffer i vandet, inden vandet eksporteres ud af kystvandet. Derimod frigives næringsstoffer fra bundsedimenterne ved lave iltkoncentrationer, og særligt fosfortilbageholdelsen kan derfor variere meget.

Beregninger af stoftransporter og tilbageholdelse

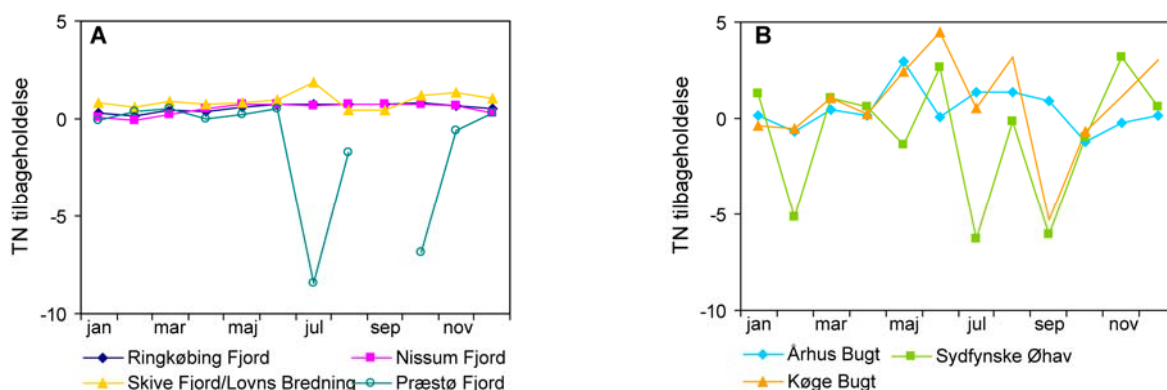
Den månedsvise tilbageholdelse af næringsstoffer (TN og TP) i 2005 er beregnet for 7 kystvande: Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Skive Fjord (inkl. Lovns Bredning), Præstø Fjord, Køge Bugt, Århus Bugt samt Det sydfynske Øhav. Analysen er baseret på modelberegninger af næringsstoftransporter over den ydre rand og sammenstilling af næringsstofbe-

lastning fra land udført af amterne (miljøcentrene). Afsnittet behandler udvalgte Niveau 2+ områder i 2005, og 2006 indgår ikke, da kun få kystvande er blevet modelleret og sammenstillet i 2006.

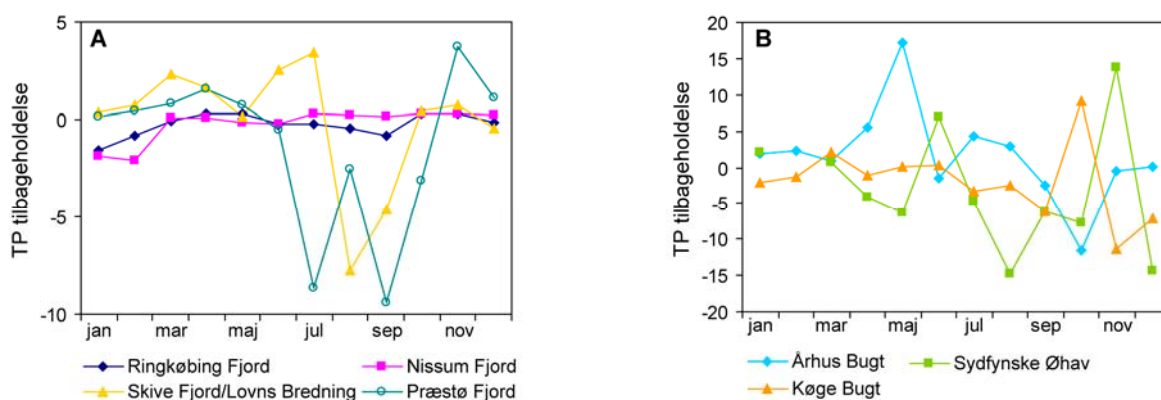
Stoftilbageholdelsen beskrives her i forhold til næringsstofbelastningen fra land. I beregningerne indgår således transporten af stof fra land, samt netto-transporten af stof over kystvandets ydre rande. De landbaserede transportere benævnes T_q og inkluderer det, der tilføres direkte fra land og via vandløb, der munder ud i kystvandet. Netto-transporten T_n over den ydre rand er bestemt som differensen mellem det udstrømmende (T_{ud}) og indstrømmende (T_{ind}) stof, $T_n = T_{ud} - T_{ind}$ og angiver således netto-transporten af næringsstoffer ud fra kystvandet til det tilstødende farvand. Herefter bestemmes stoftilbageholdelsen R som:

$$R = (T_q - T_n) / T_q$$

Tilbageholdelsen af TN og TP for de 7 kystvande er vist i figur 5.1 og 5.2.



Figur 5.1 Andel af kvælstofbelastning tilbageholdt i 2005 i (A) fjorde og (B) mere åbne kystvande.



Figur 5.2 Andel af fosforbelastning tilbageholdt i 2005 i (A) fjorde og (B) mere åbne kystvande.

Set over lange tidsskalaer viser en tilbageholdelse $R = 0$, at kystvandet i gennemsnit eksporterer den samme mængde stof, som der tilføres fra land. En tilbageholdelse $R > 0$ indikerer, at næringsstoffer importeret fra tilstødende farvande tilbageholdes i kystvandet, fx pga. sedimentation eller øgning af den organiske pulje i vækstsæsonen. En negativ tilbageholdelse $R < 0$ indebærer, at eksporten af næringsstoffer ud af kystvandet er større end belastningen fra land, dvs. der findes yderligere næringsstofkilder inde i kystvandet, som fx nedbrydning af organisk materiale eller frigivelse fra sedimenter under iltsvind. Dette er sandsynligvis årsagen til de store eksporter fra nogle af kystvandene i visse måneder (*figur 5.1 og 5.2*), men kan også delvis skyldes store variationer i vandudskiftning, samt modelusikkerheder.

Usikkerheder i beregningerne af stoftransport og tilbageholdelse

Usikkerheder i beregningen af tilbageholdelsen introduceres fx af, at nettotransporten ofte er en differens mellem to store tal, samt i tilfælde af lav belastning, hvor beregningen af R er mindre menings-

fyldt. Af denne grund er to værdier ikke medtaget i *figur 5.1 og 5.2* (en TN tilbageholdelse på -49 i september i Præstø Fjord, og en TP tilbageholdelse på -72 i februar i Det sydfynske Øhav). Generelt set er der større usikkerheder forbundet med bestemmelsen af nettotransport og tilbageholdelse i mere åbne områder afgrænset af lange ydre rande (*figur 5.1B og 5.2B*). I disse områder forventes også større variationer i nettotransport og opholdstid, hvilket kan give store udsving i den månedsvise tilbageholdelse.

Sammenfatning

Modellerne viser:

- Der i 2005 forekom store eksporter af næringsstof fra nogle kystvande i visse måneder, dels pga. iltsvind eller store variationer i vandudskiftning, og dels pga. usikkerheder i modelberegningerne.
- Næringsstoftransporterne varierede mere i åbne kystvande med lange åbne rande, end i lukkede fjorde. Dette kan delvis skyldes større variationer i vandudskiftning, men også større usikkerhed på modelberegningerne.

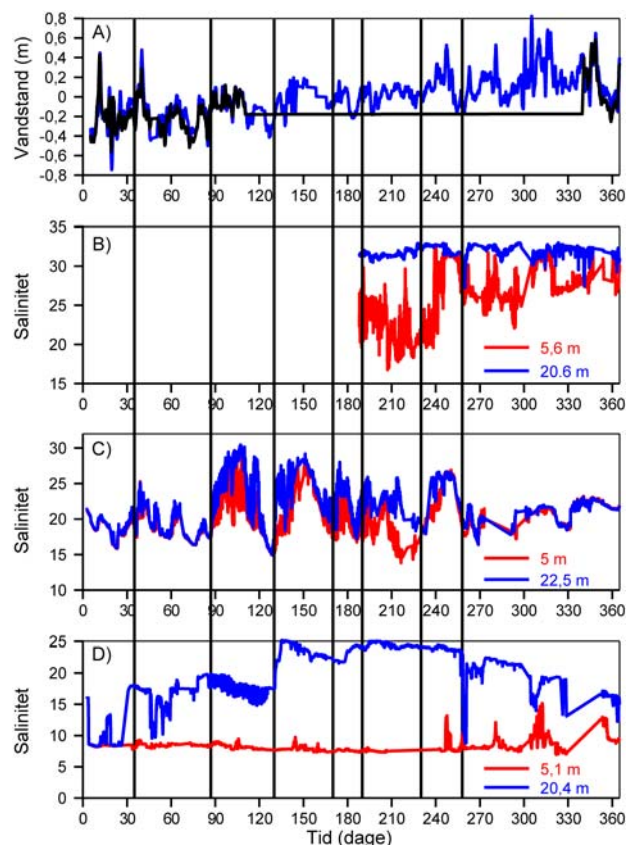
6 Stoftransport til og fra de indre farvande

Stoftransporterne af vand, salinitet (S), TN og 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 transportere kan være betydelige i forhold til den øvrige tilførsel af næringsstoffer, bliver der i NOVANA udført modelberegninger af transporterne. Derudover giver bøjemålinger fra det nordlige Kattegat, Lillebælt og Hjelm Bugt direkte observationer af variationen i de hydrografiske forhold gennem året. Til bestemmelsen af stoftransporterne indgår både målinger af S, TN og TP fra en række intensive stationer, der dækkes af miljøcentre og DMU, samt 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 igennem udvalgte områder, samt en oversigt over variabiliteten af transporterne i årets løb. Øvrige stoftransportberegninger, modelberegninger, bøjedata, årsrapporter og evalueringsrapporter af modelberegninger kan findes på NOVANA-havmodellens hjemmeside på: <http://www.havmodellen.dk>.

De hydrografiske forhold

Gennemstrømningen igennem de indre danske farvande er i høj grad påvirket af vandstandsforholdene i Skagerrak og Østersøen. Vandstandsmålinger ved Skagen viste en stor variation, der i mange tilfælde også reflekteres i bøjemålinger af salinitet i Læsø Rende, Lillebælt og Hjelm Bugt (figur 6.1). Da vandstandsdata fra Skagen mangler i en stor periode for 2006, er der også vist vandstandsdata fra Grenå, da langsomme vandstandsændringer med perioder på over et døgn følges ad. Perioder med stigende vandstand i Skagerrak, pga. vindstuvning, medfører generelt en indstrømning af vand fra Skagerrak med en høj salinitet. Det ses fx ved dag 35 (svarende til 4/2), hvor den stigende vandstand ved Skagen medførte en tilsvarende stigning ved Grenå (figur 6.1A), og den øgede vandstand i Kattegat forårsagede efterfølgende en øget salinitet i Lillebælt (figur 6.1C). Tilsvarende større indstrømninger fandt sted omkring dag 87 (27/3), 130 (11/5), 170 (20/6), 190 (9/7) og 230 (22/8). Omkring dag 230 viste målinger fra Læsøbøjen, at overfladesaliniteten steg, og i nogle dage var der nogenlunde samme salinitet i top og bund af vandsøjlen, svarende til at vandet strømmede ind i hele vandsøjlen. Målinger ved Lillebælt

viste stor variation i både top og bund, som blev reguleret af ind- og udstrømninger gennem bælteerne. Generelt var der en svag lagdeling i vintermånederne i forhold til resten af året. Målinger ved Hjelm Bugt viste en relativ høj salinitet i bundvandet efter dag 130, som forblev højt indtil en kort udstrømning fra Østersøen omkring dag 258 (16/9).

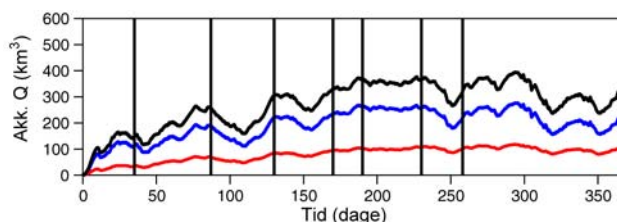


Figur 6.1 Oversigt over hydrografi i de danske farvande 2006. (A) Vandstandsmålinger ved Skagen (sort) og Grenå (blå) er lowpass-filtreret så kun variationer med perioder længere end en dag er vist. Bøjemålinger ved Læsø Rende (B), Lillebælt (C) og Hjelm Bugt (D) af overflade og bundsaliniteter. Lodrette hjælpelinier er markeret ved dag 35, 87, 130, 170, 230 og 258. For både vandstandsmålinger og bøjemålinger er der perioder, hvor målingerne ikke blev foretaget, og disse fremgår som lineære segmenter på figureerne. Dagene refererer til 1. januar 2006 som er dag 1.

Beregninger af akkumulerede stoftransporter

Modelberegninger fra NOVANA-havmodellen for perioden 2004-2006 er analyseret for de akkumulerede transportere over to udvalgte snit igennem henholdsvis det nordlige Øresund fra Gilleleje til Kullen og i det sydlige Kattegat fra Gniben til Hasenøre (figur 6.2). Transporter er beregnet for ferskvands-transporten igennem hele snittet. Der ses en gradvis

stigning i den akkumulerede transport igennem året, hvilket modsvarer tilførslen af flodvand til Østersøen. Den årlige middelfaststrømning fra Østersøen er på ca. 470 km³, og det ses, at årstransporten var noget mindre end dette. Det kan skyldes, at transporterne varierede meget igennem året, og derfor er beregningerne, selv på årsbasis, afhængige af hvilken periode der analyseres. Transporterne afspejler noget af den variation, der ses fra bøjemålingerne i figur 6.1. Den første større indstrømning ved dag 35 medførte en efterfølgende reduktion af transporten, svarende til at vandet blev presset ind i Østersøen. Tilsvarende ses en reduktion af transporten omkring en uges tid efter indstrømningen omkring dag 87, 130 og 230, som alle medførte relativt store ændringer i bundsaliniteten, fx som det sås i Lillebælt.



Figur 6.2 Modelberegninger af den akkumulerede transport henover et snit i det sydlige Kattegat fra Gniben til Hastenøre (blå), det nordlige Øresund (rød) og den samlede transport igennem de to snit (sort).

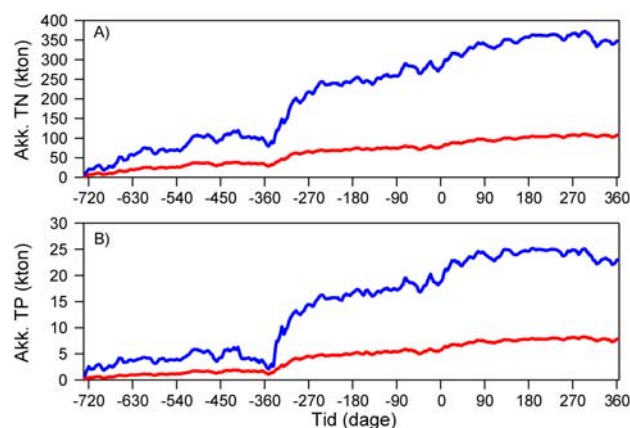
Beregninger af stoftransporter af TN og TP

Transporterne af TN og TP gennem de to snit er vist for perioden 2004 - 2006 (figur 6.3). Ved at betragte udviklingen igennem de tre år, ses en relativ stor transport i de første to måneder af 2005. Dette afspejler sig også i de øvrige modelberegnete transporter for 2005, som var særligt store. For eksempel blev den samlede akkumulerede transport igennem Læsøsnittet i det nordlige Kattegat bestemt til 557 km³ i 2005, hvilket er næsten dobbelt så højt som den viste akkumulerede transport på 300 km³ for 2006 i figur 6.2. En sammenstilling af de årlige akkumulerede værdier er vist i tabel 6.1, og her ses også en særlig høj værdi for 2005. Transporterne for 2006 og 2004 viser den samme udvikling igennem året, hvor transporterne af TP og TN igennem Storbælt og Øresund er beregnet til henholdsvis 5 - 7 kton TP og 108 - 135 kton TN.

Usikkerhed på stoftransportberegninger

Bestemmelsen af stoftransporterne igennem de danske farvande er foretaget på basis af målinger af S, TN og TP på repræsentative stationer og modelberegninger af volumenfluxene igennem de enkelte snit. Beregningerne foretages ved at identificere vandmassen i modellen ud fra salinitet, og bruge de tilhørende beregninger af volumenflux og målin-

ger af TN og TP. Usikkerheden på transporterne kan derfor tilskrives både modelberegningerne og selve målingerne, samt usikkerheden ved selve vandmasseidentifikationen. Usikkerhedsbestemmelserne er baseret på en kvalitativ vurdering af de størrelser, der indgår i transportberegningerne, således at der tages hensyn til usikkerheden på afstrømningen til Østersøen, på ind- og udstømninger i de indre danske farvande, og på sammenstillingen af observerede værdier af TN, TP og salinitet i forhold til modellede værdier af salinitet. Bestemmelserne er et udtryk for den nuværende usikkerhed på modelberegningerne. Den vertikalt integrerede volumenflux (figur 6.2) igennem snittene vurderes at have en usikkerhed på 20%. Usikkerheden på stoftransportberegningerne af TN og TP vurderes til at være på 50%. Et forbehold skal tages for de særligt store transporter af TN og TP i de første to måneder af 2005, og dermed beregningerne for den årlige transport i 2005, da årsagen til denne store transport ikke er analyseret.



Figur 6.3 Den årlige akkumulerede stoftransport af TN (A) og TP (B) igennem de to snit for henholdsvis Gnibensnittet (blå) og Øresundssnittet (rød) i perioden 2004 - 2006. Dagene refererer til 1. januar 2006.

Tabel 6.1 Den årlige akkumulerede transport af TN og TP henover Gnibensnittet og Øresundssnittet. Transporterne er beregnet på basis af observerede TN-S og TP-S relationer, som sammenholdes med modelberegninger.

	2004	2005	2006
	TN (kton)	TN (kton)	TN (kton)
Øresund	36	42	33
Gniben	99	180	75
total TN	135	222	108
	TP (kton)	TP (kton)	TP (kton)
	Øresund	1,7	4,0
Gniben	3,6	15,1	4,9
total TP	5,3	19,1	7,2

Sammenfatning

Næringsstoftransporterne gennem de indre farvande varierede betydeligt i perioden 2004-2006. I 2006 var transporterne af TN og TP fra Bælthavet til Kattegat på hhv. 75.000 tons og 4.900 tons.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten

NOVANA-programmet skal kunne dokumentere udviklingen i miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande. Særlig vigtigt er det at dokumentere effekterne af vandmiljøplanerne plus øvrige nationale og regionale handlings- og indsatsplaner. Det er derfor af afgørende betydning, at den påvirkning, som menneskets adfærd afstedkommer, kan identificeres og tolkes så sikkert som muligt.

Mange af de indikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af de klimatiske forhold. For eksempel er afstrømningen fra land mindre i tørre år, og dermed er udvaskningen af næringsstoffer til de danske havområder lavere end i nedbørsrige år. Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er desuden påvirket af temperaturen, lysindstrålingen, vandudvekslingen og vindforholdene.

Som udgangspunkt kan man opdele år til år variationen af de indikatorer, der ligger til grund for vurderingen af miljø- og naturtilstanden i tre:

- 1) en klimakomponent
- 2) en økosystem komponent
- 3) en komponent, som afhænger af menneskets adfærd og forvaltning af vandmiljøet.

Miljø- og naturkvaliteten er underlagt en naturlig variation, som så at sige slører den påvirkning, som vi mennesker er skyld i. For at få et mere retvisende billede af effekterne af vandmiljøplanerne mv. er det derfor ønskeligt at 'filtrere' den naturlige og klimatiske 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 pelagiale variable og indikatorer. Først og fremmest er variationer i ferskvandsafstrømningen anvendt ved klimakorrekturen, men for planktonalgebiomasse indgår også vind og solindstråling.

Analyserne anvender generelt indeks dannet af 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 vi ved reagerer forskelligt på næringsstofftilførsler.

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

7 Næringsstofkoncentrationer

Næringsstokoncentrationer er tilstandsvariable for vandkvaliteten i de marine områder, idet høje niveauer generelt medfører øget primærproduktion med de deraf afledte effekter. Årsmidler af næringsstokoncentrationer i fjorde og kystnære områder samt i de åbne havområder blev beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 1*). Stationer er opdelt på de to kategorier i henhold til prøvetagningsbeskrivelsen fra NOVA-programmet. Relationen mellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen blev undersøgt og anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringsstokoncentrationerne (*Bilag 1*). Tidslig udvikling er analyseret ved Kendalls τ -test.

Året der gik – 2005 og 2006

Da både kvælstof- og fosforkoncentrationerne har været faldende siden midten af 1990'erne, ville niveauerne for 2005 og 2006 forventelig være lavere end langtidsmidlerne (1989-2004). Kvælstofkoncentrationerne i overfladevandet for fjorde, kystnære og åbne farvande var også generelt lave i 2005 sammenlignet med de tidligere år, men i 2006 var både DIN- og TN-niveauerne i de våde måneder august og oktober-december på niveau med langtidsmidlerne. Fosforkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder var generelt lave i 2005 og ligeledes i 2006 med undtagelse af de sidste måneder i året, efterfølgende kraftige iltsvind i mange lavvandede fjorde, samt stor nedbør. I modsætning til 1990'erne var DIP-niveauet i fjorde og kystnære områder kun 25-50% højere end niveauet i overfladelaget for de åbne farvande. Iltforholdene ved bunden var i 2005 og 2006 generelt på niveau med tidligere år, og der var derfor ingen indikation af ekstra tilførsel af fosfor fra sedimenterne til fjorde og kystnære områder i sensommer- og efterårsmånederne, undtagen visse lavvandede fjorde i efteråret 2006. Derimod var DIN-, DIP- og DSi-koncentrationerne i bundvandet for de indre åbne farvande over middelniveauet for de tidligere år i efterårsmånederne og lavere i vintermånederne. Dette tyder på, at den interne belastning var relativt større i forhold til belastningen fra land for koncentrationerne i bundvandet end i tidligere år. Akkumuleringen af uorganiske næringsalte i bundvandet i efteråret 2005 og 2006 kan være forstærket af nedsat vandudveksling efter de usædvanligt vindstille somre. DSi-koncentrationerne i 2005 og 2006 var lavere end

langtidsmidlerne i fjorde og kystnære områder, hvorimod DSi-niveauet i de åbne farvande svarer til de tidligere år, dog med højere koncentrationer om efteråret. Årene 2005 og 2006 var sammenlignelige med generelt lavere kvælstof- og fosforkoncentrationer i forhold til tidligere år bortset fra de sidste måneder af 2006, hvor kvælstof og fosfor var som middelniveauet fra 1989-2004.

DIN-koncentrationerne under springlaget målt på DMU's og Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Instituts (SMHI) togter i februar og marts var ikke usædvanlige i hverken 2005 eller 2006 med værdier omkring 100-150 $\mu\text{g l}^{-1}$, hvilket indikerer, at der ikke har været større mængder af indtrængende bundvand via Den jyske Kyststrøm.

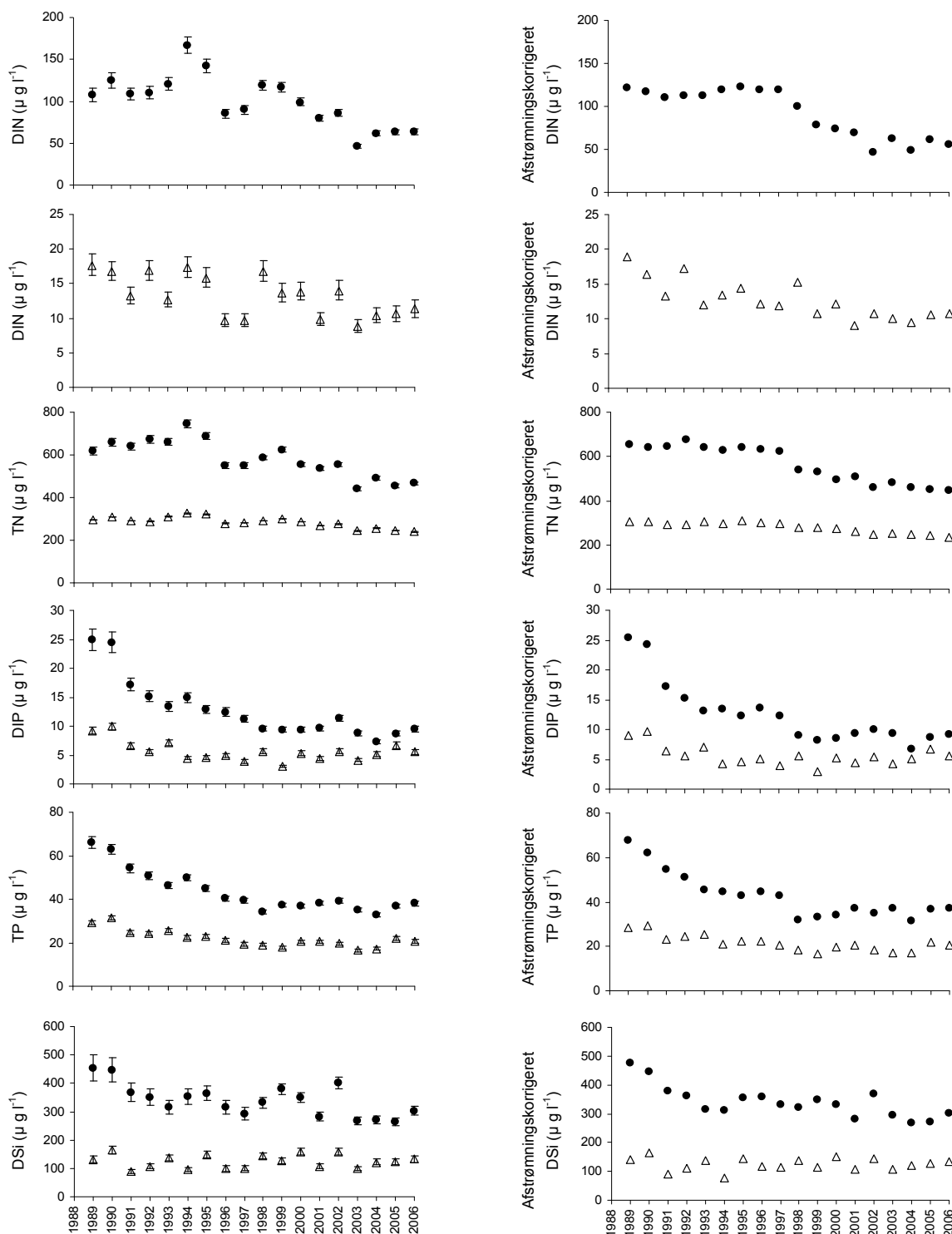
Udvikling i fjorde og andre kystnære områder

Afstrømningen i 2005 og 2006 var henholdsvis 8% og 1% under gennemsnittet for de tidligere år (1989-2004). Årsmidlerne for DIN og TN har siden det tørre år i 2003 haft et stabilt niveau omkring 60 og 470 $\mu\text{g l}^{-1}$ (*figur 7.1*). Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, ser de faldende tendenser for kvælstof siden midten af 1990'erne ud til at have stagneret, selvom TN-niveauet i 2005 og 2006 var de hidtil laveste. I 2005 og 2006 var de afstrømningskorrigerede DIN- og TN-årsmidler henholdsvis 50% og 70% af niveauet fra 1989-1997, dvs. før de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer begyndte at aftage. Middelniveauet for DIP og TP har ligget stabilt omkring henholdsvis 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ og 35 $\mu\text{g l}^{-1}$ efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 1990'erne, dog med TP koncentrationer i 2005 og 2006 svagt over middelniveauet for 1998-2004 (2-4%). Fosforkoncentrationerne i 2005 og 2006 var dog reduceret betragteligt i forhold til niveauet i 1989 med 64% for DIP og 43% for TP. DSi-niveauerne har været stabile omkring 300-400 $\mu\text{g l}^{-1}$ fra starten af 1990'erne og frem til 2002, hvorefter niveauet faldt til under 300 $\mu\text{g l}^{-1}$. Set over hele perioden udviser de afstrømningskorrigerede DSi-koncentrationer således et fald fra omkring 400 til 300 $\mu\text{g l}^{-1}$.

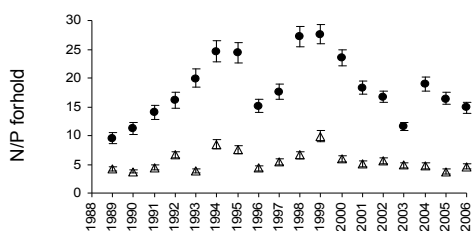
Tendensen med faldende DIP-koncentrationer i starten af 90'erne efterfulgt af stabilisering og faldende DIN-koncentrationer fra midten af 1990'erne til omkring 2003 efterfulgt af stabilisering viser sig tydeligt i forholdet mellem de to koncentrationer,

som toppede i 1999, men i de senere år har stabiliseret sig omkring 16:1 (figur 7.2). 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 7.3). Fosfor er blevet potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været po-

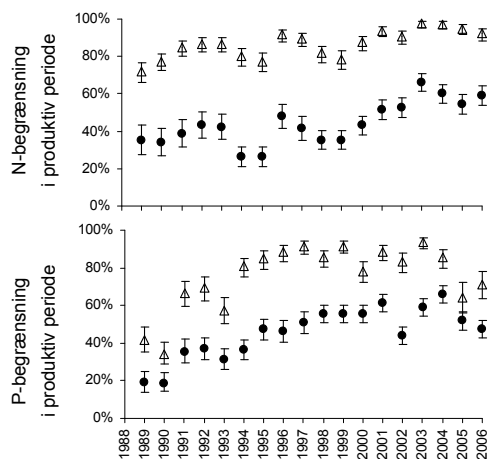
tentielt begrænsende i ca. 50% af den produktive periode. De ukorrigerede næringsstofkoncentrationer udviste alle signifikante fald – mest signifikant for fosfor. De afstrømningskorrigerede niveauer udviste endvidere alle stærkt signifikante fald ($P < 0,0001$), og den potentielle N- og P-begrænsning var signifikant stigende over perioden 1989-2006.



Figur 7.1 Årsmiddelmålinger 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). Middelmålingerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser. Fjorde og kystnære områder er i alle grafer afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekanter. For DIN er fjorde og kystnære områder afbildet adskilt fra åbne havområder og med forskellige akser.



Figur 7.2 Forholdet mellem uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor i overfladevandet (0-10 m) beregnet ved tresidet variansanalyse (se Bilag 1) efter logtransformation. Middelværdi og dets 95% konfidensgrænser for dette forhold er angivet med trekanter for åbne havområder og cirkler for fjorde og kystnære områder.



Figur 7.3 Potentiell begrænsning af kvælstof og fosfor udregnet som sandsynligheden for, at målinger i den produktive periode fra marts til og med september lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion ($28 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIN og $6.2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP) i overfladevandet (0-10 m). Fjorde og kystnære områder er afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekantede symboler.

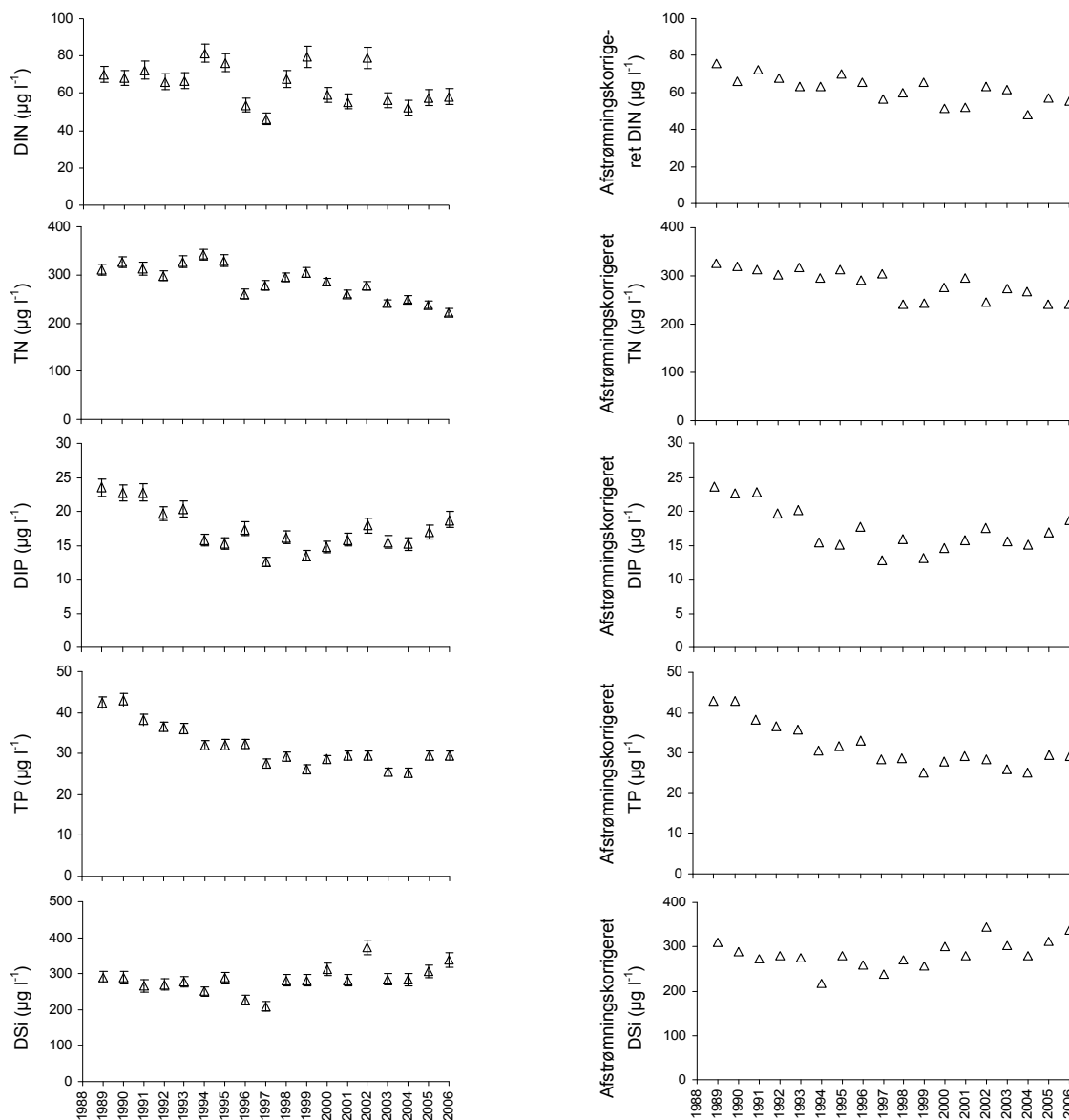
Udvikling i åbne havområder

Årsmidlerne for DIN i 2005 og 2006 var højere end de to foregående år, hvorimod TN i 2006 havde det hidtil laveste middelniveau og 2005 var kun svagt højere. Kvælstofkoncentrationerne i de to år var 81% af middelniveauet for perioden 1989-2004 (figur 7.1). TN nåede i 2005 og 2006 de hidtil laveste niveauer, når der korrigeres for afstrømning, hvorimod det korrigerede DIN-niveau var på niveau med de sidste 6 år. De afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer har været faldende stort set igennem hele perioden, dog med en tendens til stagnation for DIN i de senere år, hvilket for DIN og TN har resulteret i et forventet niveau på omkring henholdsvis $10 \mu\text{g l}^{-1}$ og $240 \mu\text{g l}^{-1}$ for et år med middel afstrømning. For henholdsvis DIP og TP har niveauerne stabiliseret sig omkring $6 \mu\text{g l}^{-1}$ og $20 \mu\text{g l}^{-1}$, dog med en svag stigende tendens for DIP i de senere år. DSi-niveauet har i hele perioden ligget stabilt mellem $100-150 \mu\text{g l}^{-1}$, og hverken 2005 eller 2006 havde usædvanlige niveauer. Udviklingen i forholdet mellem

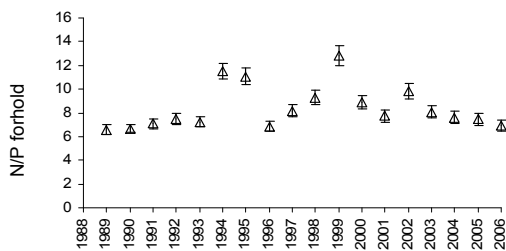
DIN og DIP var langt mindre systematisk sammenlignet med fjorde og kystnære områder, dog kendetegnet ved høje værdier i afstrømningsrige år og tendens til stabilisering omkring et forhold på 5:1 (figur 7.2). De faldende koncentrationer af næringsstoffer i vandet har resulteret i stigende potentiel nærings盐begrænsning. Væksten af planteplankton er i de senere år potentielt begrænset i >90% af den produktive periode for N, hvorimod den potentielle fosforbegrænsning i 2005 og 2006 var på niveau med starten af 1990'erne og noget lavere end de foregående år (figur 7.3). Signifikant faldende niveauer er observeret for kvælstof- og fosforkoncentrationerne, både de afstrømningskorrigerede og ukorrigerede, hvorimod DSi ikke udviser nogen tendens. Ligeledes er den stigende potentielle begrænsning af algevæksten signifikant for både N og P, på trods af faldende potentiel P-begrænsning i de sidste to år.

Udvikling i bundvand i de indre farvande

TN-koncentrationerne nåede i 2005 og 2006 de hidtil laveste værdier, hvorimod TP-koncentrationerne er uændrede i de sidste 10 år (figur 7.4). DIN-koncentrationerne var uændret i forhold til de foregående år, men i 2006 nåede DIP-koncentrationerne det højeste niveau i de seneste 13 år. Da iltsvindet i 2006 ikke var usædvanligt, kan det høje niveau ikke forklares med en øget frigivelse fra sedimenterne. De afstrømningskorrigerede DIN-niveauer har stabiliseret sig omkring $55 \mu\text{g l}^{-1}$, hvorimod de afstrømningskorrigerede TN-værdier fortsat falder. DIP har været faldende i perioden frem til 1997, hvor det laveste niveau blev observeret ($13 \mu\text{g l}^{-1}$), hvorefter DIP er steget til omkring $18 \mu\text{g l}^{-1}$ i de seneste to år. TP-koncentrationen er faldet ca. 30% fra 1989 til 1997, hvor niveauet har stabiliseret sig omkring $25-30 \mu\text{g l}^{-1}$ med de højeste værdier i de seneste to år. Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for hele perioden, men ligesom DIP har der været en faldende tendens frem til 1997 efterfulgt af stigende koncentrationer, idet 2006 havde det næsthøjeste niveau kun overgået af 2002. De høje koncentrationer af DIP og DSi er formentlig relateret til ændrede N/P/Si forhold i de tilstødende farvande, hvilket er dokumenteret for Østersøen af Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Instituts togtrapporter gennem de seneste år. Forholdet mellem DIN og DIP har været stigende frem til 1999 og derefter faldende (figur 7.5). Koncentrationerne af DIN, DIP, TN og TP er faldet signifikant gennem hele perioden, også alle de afstrømningskorrigerede næringsstoffer var signifikant faldende ($P < 0,05$) med undtagelse af DSi.



Figur 7.4 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.



Figur 7.5 Forholdet mellem uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor for bundvandet (≥ 15 m) i de indre danske farvande beregnet ved tresidet variansanalyse (se *Bilag 1*) efter log-transformation.

Sammenfatning

- Næringsstofkoncentrationerne i 2005 og 2006 var på niveau med de foregående år bortset fra de sidste måneder i 2006, hvor næringssaltene var højere grundet stor afstrømning fra land.

- 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 for uorganisk kvælstof siden 2002.
- Disse resultater tilskrives i stor udstrækning Vandmiljøplan I for fosfor og Vandmiljøplan I og II for kvælstof. 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.
- Uorganisk fosfor- og siliciumkoncentrationer i bundvandet for de indre danske farvande er steget i de senere år, hvilket skyldes ændrede forhold mellem næringsstofferne i Østersøen og måske også Nordsøen.

8 Plankton

Planktonalger er det første led i den pelagiske fødekæde. Nogle af planktonalgerne ernærer sig som "dyr" ved at spise andre organismer. De øvrige fungerer som "planter", idet de indeholder kloroplaster (grønkorn) og benytter solens lysenergi samt næringsstoffer i vandet til deres vækst. 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. 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 havområder. Udsynkning af 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. I det følgende gives en kort beskrivelse af væsentlige forekomster af giftige planktonalger i 2005 og 2006.

2005

Slægten *Chrysochromulina* er kendt for at kunne slå fisk ihjel og påvirke vækst og overlevelse af andre organismer. *Chrysochromulina* forekom flere steder i høje koncentrationer specielt i forårsperioden. De højeste registrerede koncentrationer var i Horsens Fjord 18,3 mio. celler l⁻¹ i april, i Roskilde Fjord 20,4 mio. celler l⁻¹ i maj og i Øresund 3,1 mio. celler l⁻¹ i juni.

Nogle arter af kiselalgeslægten *Pseudo-nitzschia* kan producere domoinsyre, der kan akkumuleres i muslinger og forårsage ASP (amnesisk skaldyrsforgiftning). *Pseudo-nitzschia* arter fra "delicatissima-gruppen" forekom i koncentrationer højere end 1 mio. celler l⁻¹ i maj-juni ved den jyske vestkyst (Sønder-

ho), i Løgstør Bredning og i Skive Fjord. *Pseudo-nitzschia* blomstrede igen op i perioden fra august til november i det sydlige Kattegat, nordlige Lillebælt, Århus Bugt samt i Vejle, Horsens og Roskilde fjorde og Isefjorden. De højeste koncentrationer var af "delicatissima-gruppen" (7,2 mio. celler l⁻¹ i Vejle Fjord), mens "seriata-gruppen" forekom i mindre mængder (maks. 0,95 mio. celler l⁻¹ ved Gniben).

Forekomsterne af raphidophyceen *Chattonella* sp., der for første gang blev set i masseforekomst i Danmark i 1998, var beskedne i 2005. Dog blev der i Skive Fjord i juni registreret 2,2 mio. celler l⁻¹.

2006

I modsætning til 2005 var foråret 2006 præget af store mængder af *Chattonella* i februar til april i Kattegat, det nordlige Lillebælt, de østjyske fjorde og Odense Fjord. Den højeste koncentration, 5,5 mio. celler l⁻¹, blev fundet i Århus Bugt i februar.

Dinoflagellater af slægten *Dinophysis* danner giftstoffer, der ophobes i muslinger og forårsager DSP (diarre-fremkaldende skaldyrsforgiftning). Der er sat grænseværdier for tilladelige koncentrationer af *Dinophysis* ved kommerciel fangst af muslinger (500 celler l⁻¹ for *D. acuminata* og *D. acuta* og 1.000 celler l⁻¹ for øvrige arter). *Dinophysis* forekom i 2006 i mange områder i de indre farvande og tilstødende fjorde, specielt Limfjorden, i koncentrationer højere end grænseværdierne i lange perioder. I Limfjorden blev der i forbindelse med forekomsterne af *Dinophysis* konstateret DSP i muslinger.

Den meget varme juli måned førte til usædvanligt store forekomster af blågrønalgen *Nodularia spumigena*, der spredte sig over hele den vestlige Østersø, Sundet, Bælthavet og op i Kattegat. Algerne drev specielt sammen i havnene i Øresund og generede badegæster ved mange strande. I starten af august døde 10 hunde ved strande på Amager og i Køge Bugt efter at have badet i vandet med *Nodularia* eller efter at have slikket opskullede alger i sig. Forgiftningssymptomerne indikerede, at hundene døde af levergiften nodularin fra *Nodularia*.

Pseudo-nitzschia "delicatissima-gruppen" blev i maj-juni fundet i store mængder i Løgstør Bredning, Skive Fjord og Helsingør Bugt. Den højeste koncen-

tration var 8,2 mio. celler l⁻¹ i Løgstør Bredning. I august-september blev den samme gruppe registreret med op til 4,8 mio. celler l⁻¹ i Vejle Fjord og det nordlige Lillebælt.

I august var der en usædvanlig opblomstring af dinoflagellaten *Alexandrium minutum* (350.000 celler l⁻¹) i Norsminde Fjord. Slægten *Alexandrium* kan producere PSP-giftstoffer (PSP = paralytisk skaldyrsforgiftning), og giftstofferne blev påvist i muslinger fra området.

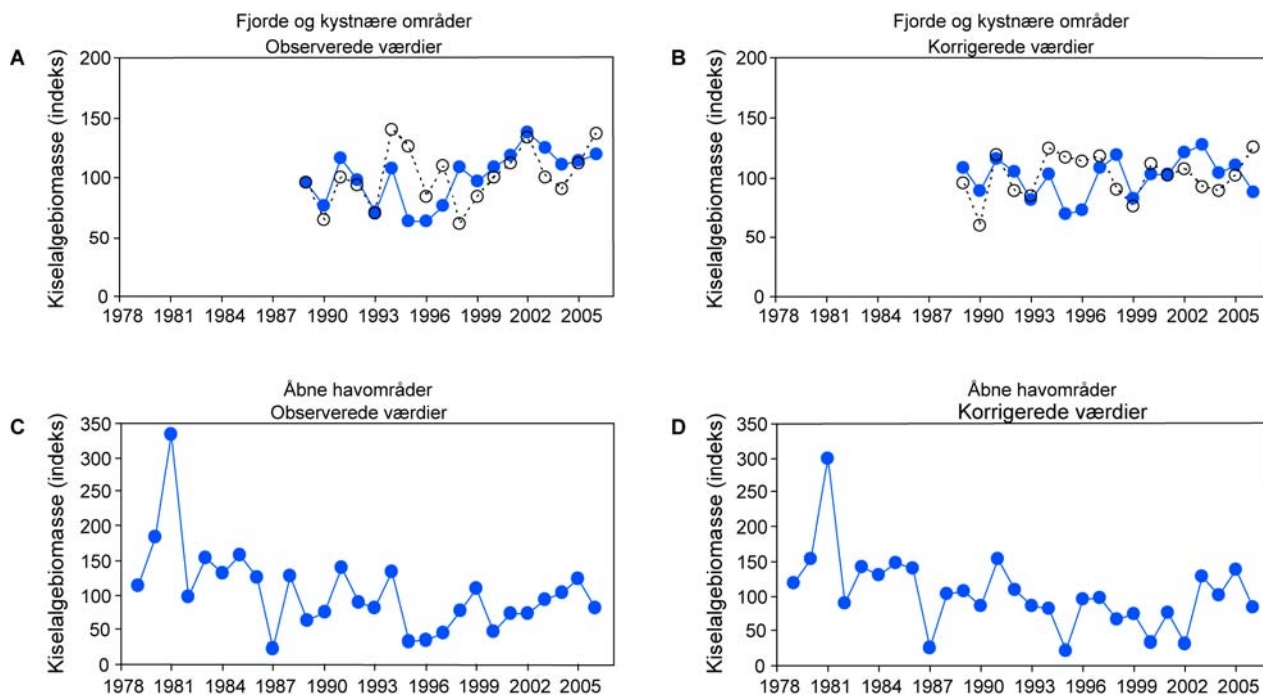
Udvikling

Udviklingen i plankton er i det følgende beskrevet ud fra indeks beregnet som beskrevet i *Bilag 1*. Indeks for kulstofbiomassen af planktonalger er beregnet ud fra årsbiomasser. Indeksværdierne blev korrigeret for klimatiske variationer ved multipel regressionsanalyse med inddragelse af afstrømning, vind og indstråling som klimatiske parametre.

Biomassen af kiselalger i fjorde og kystnære områder har siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens til stigning eller fald for samtlige

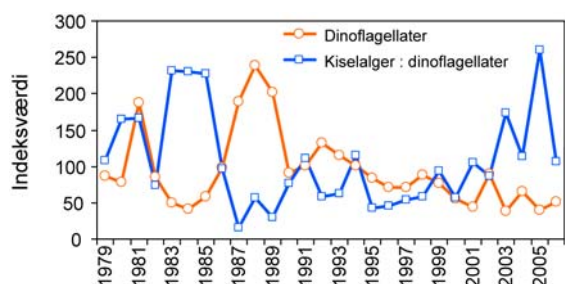
områder betragtet under et. I de østjyske fjorde og kystnære områder er biomassen af kiselalger derimod steget signifikant ($P < 0,05$) siden 1989 (*figur 8.1A*). For fjorde og kystnære områder samlet hang kiselalgebiomassen i perioden 1989-2006 signifikant ($P < 0,05$) sammen med afstrømningen og indstråling. I de østjyske fjorde og kystnære stationer i Kattegat hang kiselalgebiomassen sammen med afstrømningen (positiv sammenhæng) og vind (negativ sammenhæng). Efter korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (afstrømning og hhv. indstråling eller vind) viste kiselalgeindekset stadig år til år variationer, men uden overordnet tendens til fald eller stigning siden 1989 (*Figur 8.1B*).

I de åbne havområder er biomassen af kiselalger faldet fra 1979 til 2004 (*figur 8.1C*). Mest markant var faldet i perioden indtil midt i 1980'erne. Biomassen af kiselalger har siden 1979 korreleret med afstrømning. Både den observerede og den klimakorrigerede kiselalgebiomasse (*figur 8.1D*) er faldet signifikant siden 1979 ($P < 0,05$ for begge indeks). For perioden efter 1986 er der dog ikke tale om signifikante fald i biomassen.



Figur 8.1 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*). Figurernes A og C viser udviklingen i biomasseindeks, og figurernes B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer.

Udviklingen i dinoflagellater samt forholdet mellem kiselalger og dinoflagellater blev analyseret på tilsvarende måde. I de åbne havområder er biomassen af dinoflagellater faldet signifikant siden slutningen af 1980'erne. Faldet har været mere markant end faldet i biomassen af kiselalger, hvilket har resulteret i en signifikant ($P < 0,01$) stigning i forholdet mellem kiselalge- og dinoflagellatbiomassen (figur 8.2). Tilsvarende mønster er ikke fundet i fjordene, hvor biomassen af dinoflagellater og forholdet mellem kiselalger og dinoflagellater har varieret uden overordnet stigende eller faldende tendens. Der blev ikke fundet signifikante sammenhænge mellem de klimatiske parametre og hhv. biomassen af dinoflagellater og forholdet mellem kiselalger og dinoflagellater.



Figur 8.2 Udviklingen i den årlige gennemsnitsbiomasse af dinoflagellater og forholdet mellem biomassen af kiselalger og dinoflagellater i de åbne havområder.

Sigt dybde, klorofyl og primærproduktion

Miljøtilstanden i de åbne vandmasser er beskrevet ved tre parametre: vandets klarhed (sigtdybde), mængden af planktonalger i vandet (klorofyl) og algevæksten (primærproduktion). 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. Dette forsimplede system beskriver ikke tabsprocesser såsom fx græsning af dyreplankton. Således kan data for klorofyl hhv. sigtdybde betragtes som afledte effekter af primærproduktion. Herved påvirkes alle tre parametre af variationer i næringsstofforsyningen, som er relateret direkte til ferskvandsafstrømning.

Data fra den nationale marine database, MADS (inkl. svenske data fra SMHI), er benyttet til at beskrive udviklingen fra 1989 og frem til og med 2006. Der er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringsstoffkoncentrationer, hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde, kystvande og åbne havområder (Bilag 1). Relationen mellem parametrene og afstrømningen blev undersøgt og benyttet til at korrigere for klimaet de enkelte

år, og udviklingen over årene blev analyseret vha. Kendalls τ -test. Metoden inddrager således ikke andre klimatiske forklaringsvariable. På trods af metodeændring i forhold til tidligere år, følger variationen fra år til år samme mønster som tidligere set (Ærtebjerg et al. 2005).

Sigt dybde

Sigt dybden er i de åbne farvande siden 2004 faldet fra 7,8 m til 7,5 m i 2006. Den klimakorrigerede sigtdybde er steget gennem hele den undersøgte periode 1989-2006 ($P < 0,005$).

I fjordene ses et tilsvarende fald fra ca. 4,4 m i 2004 til 4,1 m i 2006 (figur 8.3A+B). Der har i fjordene været en stor år til år variation, og indtil 2005 har sigtdybden også her været svagt stigende ($P < 0,05$). Inkluderet 2006 er sigtdybden dog ikke steget signifikant.

Klorofyl

Klorofylkoncentrationen i de åbne farvande lå i 2005 lidt under, og i 2006 lidt over middelkoncentrationen i 2004 i de åbne farvande (figur 8.3C+D). Koncentrationerne har varieret en del over årene, og der er ikke signifikante fald eller stigninger i de klimakorrigerede værdier. Middelkoncentrationen for hele perioden er $1,9 \mu\text{g l}^{-1}$. Mønsteret følger overordnet afstrømningen i perioden.

I fjordene er situationen tilsvarende, men klorofylkoncentrationerne er ca. en faktor to højere. Middelkoncentrationen for hele perioden er lidt over $3,6 \mu\text{g l}^{-1}$, men siden 1995 er niveauet faldet generelt til en klorofylkoncentration på $3,4 \mu\text{g l}^{-1}$. I 2006 var koncentrationen over $3,9 \mu\text{g l}^{-1}$, som er den højeste værdi for perioden efter 1995. Der er et signifikant fald i den klimakorrigerede klorofylkoncentrationen ($P < 0,05$) fra 1989 til 2006.

Der var i 2006 en kraftig forårsopblomstring allerede i februar, som ellers normalt finder sted i marts måned (figur 8.3C+D). Dette kan skyldes den meget lave vind (se kap. 2), der har muliggjort en stabilisering af vandsøjlen tidligere end normalt. En stabilisering af vandsøjlen er netop en af forudsætningerne for, at en opblomstring finder sted på denne tid af året.

Primærproduktion

Primærproduktionen beskrives her som den daglige arealproduktion ($\text{g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$). I de åbne farvande topper 2005 og 2006 med de højeste produktioner med ca. $144 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (figur 8.3 E+F). I fjordene er primærproduktionen i 2005 med $101 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ på niveau med 2004, mens 2006 også her topper for hele perioden med en middelværdi på $116 \text{ g C m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

Sommeren 2006 var ekstrem varm i juli og senere faldt der voldsomt megen nedbør i august måned med en kortvarig forøget afstrømning til følge. Det har sandsynligvis stimuleret den rekordhøje primærproduktion i disse to sommermåneder, hvor produktionerne lå mere end 50% højere end langtidsmidlen i de åbne farvande og også væsentligt højere end middel for fjordene (figur 8.3 E+F).

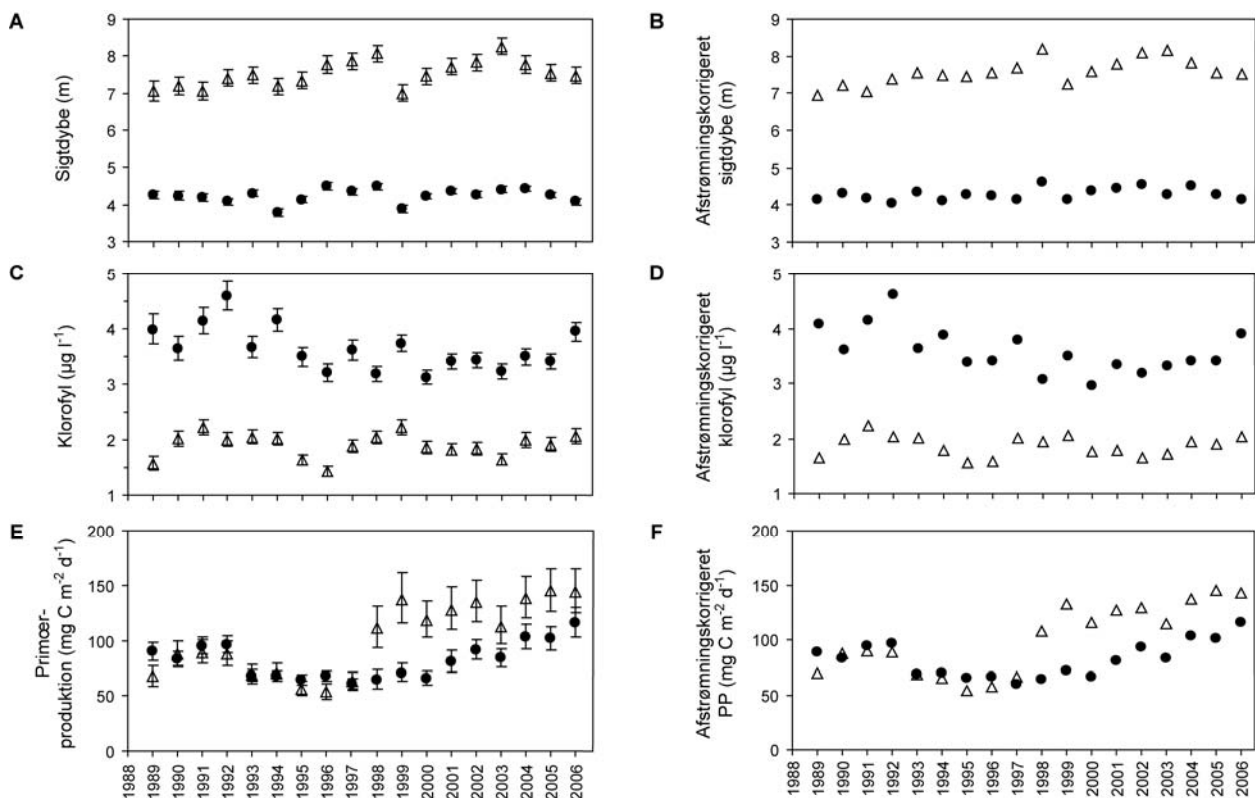
Udviklingen frem til 1997 fulgte den kraftige reduktion af fosfortilførslen fra sidst i 1980'erne indtil midten af 1990'erne. Primærproduktionen faldt signifikant i både fjordene ($P < 0,005$) og i de åbne farvande ($P < 0,05$) i de første otte år efter 1989.

Siden 1998 er produktionen blevet beregnet efter nye tekniske anvisninger (Andersen et al. 2004), hvor den tidligere benyttede metode også er beskrevet. Dette medfører et spring i den beregnede produktion, som er mest udtalt i de åbne farvande (figur 8.4). Forløbet er tidligere beskrevet (Markager & Storm 2003), men det er ikke afklaret, hvad der har

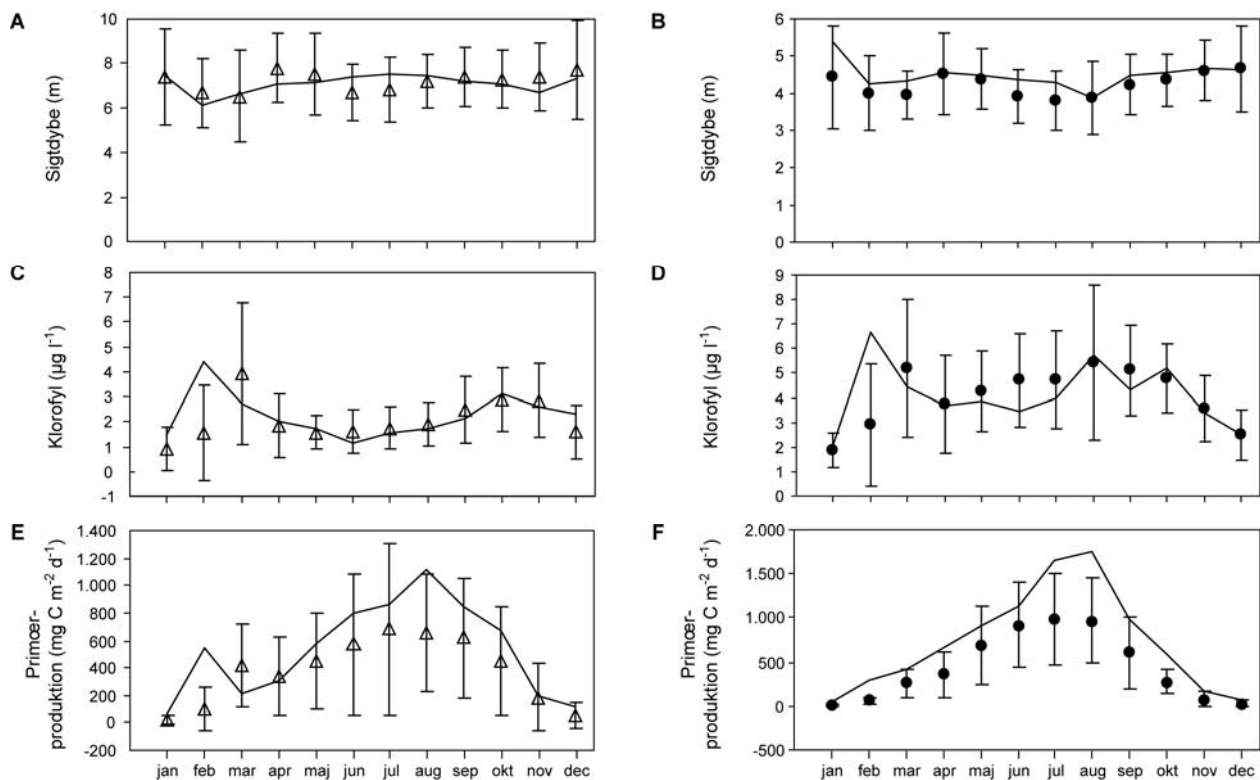
medført dette, bl.a. fordi de detaljerede data, der ligger til grund for resultaterne, ikke er tilgængelige for perioden før 1998. Ved overgangen fra 1997 til 1998 blev antallet af indberettede prøver også reduceret fra 672 til 320 i fjordene og fra 194 til 135 i de åbne farvande for perioden 1989-1997 hhv. 1998-2006.

I perioden efter 1998 er der en signifikant stigning i primærproduktionen i fjordene ($P < 0,001$). I de åbne farvande har primærproduktionen varieret mere, og der kan ikke påvises nogen tendens for algevæksten.

Udviklingen i primærproduktionen står dermed i kontrast til udviklingen i sigtdybde og klorofyl, som begge peger i retning af en forbedring af miljøtilstanden for perioden 1989-2006. En samlet vurdering af udviklingen i primærproduktion for hele perioden kræver derfor genberegning af arealproduktionen fra 1998 efter den gamle metode.



Figur 8.3 Udviklingen af årlige gennemsnitlige værdier for de åbne indre farvande (Δ) og for fjorde (\bullet). Observerede værdier \pm 95 konfidensintervaller (A+C+E) og afstrømningskorrigerede værdier (B+D+F) for sigtdybde, klorofylkoncentration og primærproduktion.



Figur 8.4 Sæsonvariation i middelværdier for 2006 (—) sammenlignet med langtidsmånedsmiddelværdier \pm standardafvigelse for de åbne indre farvande (Δ A+C+E) og for fjorde (\bullet B+D+F) for perioden 1989-2005.

Sammenfatning

- Den meget varme juli måned i 2006 var præget af usædvanligt store forekomster af den giftige blågrønalg *Nodularia spumigena* i hele den vestlige Østersø, Sundet, Bælthavet og op i Kattegat. Algerne formodes at have forårsaget dødelig forgiftning af 10 hunde ved strande på Amager og i Køge Bugt.
- I august 2006 var der en usædvanlig opblomstring af den PSP-producerende (PSP = paralytisk skaldyrsforgiftning) dinoflagellat *Alexandrium minutum* i Norsminde Fjord. PSP-giftstoffer blev påvist i muslinger fra området.
- Biomassen af kiselalger i fjorde og kystnære områder har siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens til stigning eller fald for samtlige områder betragtet under et. I de østjyske fjorde og kystnære områder er biomassen af kiselalger derimod steget signifikant siden 1989. Efter korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer viste kiselalgeindekset stadig år til år variationer, men uden overordnet tendens til fald eller stigning siden 1989.

- I de åbne havområder har biomassen af kiselalger korreleret med afstrømningen. Biomassen er faldet fra 1979 til 2006. Både den observerede og den klimakorrigerede kiselalgebio masse er faldet signifikant siden 1979. For perioden efter 1986 er der dog ikke tale om signifikante fald i biomassen.
- I de åbne havområder er biomassen af dinoflagellater faldet signifikant siden slutningen af 1980'erne. Faldet har været mere markant end faldet i biomassen af kiselalger, hvilket har resulteret i en signifikant stigning i forholdet mellem kiselalge- og dinoflagellatbiomasse.
- Den klimakorrigerede sigtdybde er steget siden 1989. I fjorde og kystvande er stigningen dog ikke signifikant, når 2006 data medtages.
- Den korrigerede klorofylkoncentration er faldet siden 1989, men i de åbne farvande er faldet ikke signifikant.
- Primærproduktionen var høj i 2006 og er steget siden 1998.

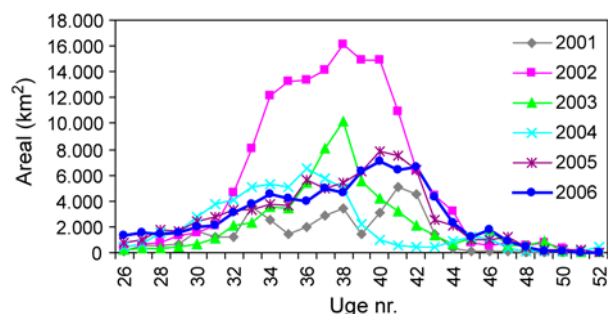
9 Iltforhold

Reduktion af iltkoncentrationen ved bunden er delvist en sekundær effekt af eutrofiering. Øget næringsstofftilførsel giver øget planktonalgeproduktion, som fører til øget iltforbrug og eventuelt til udvikling af iltsvind ved bunden. 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 iltforbruget og ilttilførslen, hvor sidstnævnte afhænger af de meteorologiske og hydrografiske forhold, især af vindens styrke og retning. Den eutrofieringsbetingede udvikling i iltforholdene kan derfor kun vurderes ud fra lange tidsserier eller ved modelberegninger, hvor der tages højde for variationerne i ilttilførslen.

Årene 2005 og 2006

I 2005 var iltforholdene relativt gode, undtagen i det sydlige Lillebælt og det sydlige Bælthav (tabel 9.1). Dette på trods af, at der kun var få og korte perioder med kraftig vind i løbet af sommeren og efteråret. Udbredelsen af iltsvind svarede frem til september til middel for de foregående to år, men brede sig så yderligere i det stille vejr i oktober, så både iltsvind (<4 mg l⁻¹) og kraftigt iltsvind (<2 mg l⁻¹) i slutningen af oktober 2005 nåede op på samme niveau som på samme årstid i 2002 (figur 9.1 og 9.2). Perioder med kraftig vind i begyndelsen af november mindskede udbredelsen af iltsvind til et lavt og normalt niveau for årstiden.

I 2006 var iltforholdene også relativt gode, undtagen i lavvandede fjorde. I det stille og varme vejr gik iltsvindene hårdt ud over bl.a. Mariager Fjord, Limfjorden, Isefjord, Ringkøbing Fjord og Præstø Fjord, hvor store mængder muslinger og andre bunddyr døde. I det sydlige Lillebælt, Flensborg Fjord, Åbenrå Fjord, Genner Fjord og Als Fjord, samt i Det sydfyn-



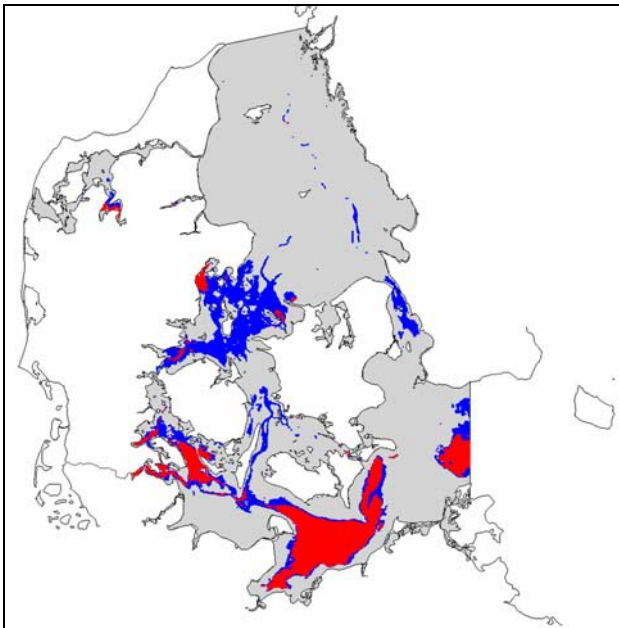
Figur 9.1 Arealudbredelsen af iltsvind (<4 mg/l) pr. uge gennem sidste halvdel af hvert af årene 2001 til 2006.

ske Øhav svarede iltsvindet i 2006 til tidligere år hvad angår udbredelse og intensitet, når der ses bort fra 2002. I resten af Bælthavet, Øresund, Kattégat og den vestlige Østersø var iltforholdene i 2006 relativt gode, det stille vejr taget i betragtning (tabel 9.1). Samlet set var udbredelsen og styrken af iltsvindet i 2006 omkring eller mindre end gennemsnittet for de tre foregående år (figur 9.1). I slutningen af oktober nåede udbredelsen af iltsvind dog op på niveau med 2002 og 2005 pga. manglende vind, men udbredelsen af kraftigt iltsvind var langt mindre end i de tidligere år (figur 9.3). Dette er muligvis et resultat af vandmiljøplanerne og tilsvarende planer i nabolandene, kombineret med en relativt lav temperatur i bundvandet.

Den største iltsvindsudbredelse (hhv. ca. 7.800 og 7.000 km²) blev i både 2005 og 2006 observeret i begyndelsen af oktober (figur 9.1 og 9.3). Arealet med kraftigt iltsvind (knap 3.000 km²) toppede i 2005 først midt i oktober (figur 9.2), mens den største udbredelse i 2006 (ca. 1.600 km²) forekom flere gange i perioden fra midt i august til midt i september.

Tabel 9.1 Total og relativt areal påvirket af kraftigt iltsvind opdelt på områder (Arkonahavet er ikke medregnet).

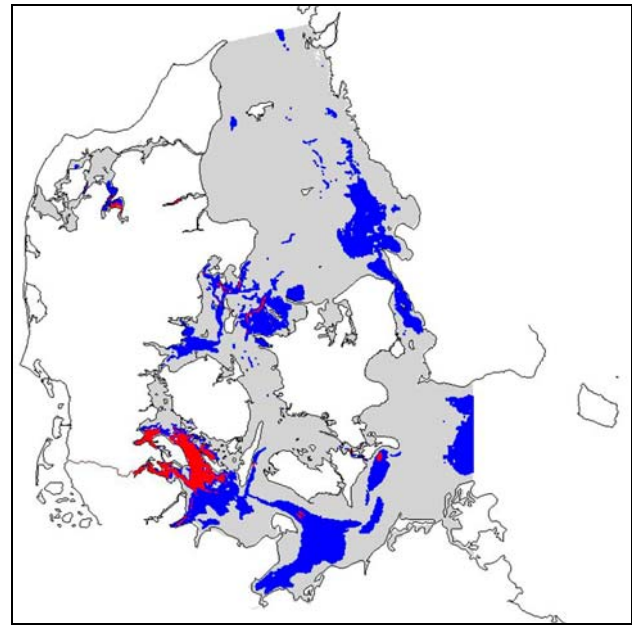
Region	Total areal (km ²)	Kraftigt iltsvind <2 mg l ⁻¹					
		2001	2002	2003	2004	2005	2006
Nordlige Kattégat	4405	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Limfjorden	1522	329 (22%)	251 (17%)	344 (23%)	180 (12%)	254 (17%)	270 (18%)
Centrale Kattégat	8491	8 (0%)	524 (6%)	160 (2%)	8 (0%)	8 (0%)	12 (0%)
Sydlige Kattégat	9432	93 (1%)	1360 (14%)	331 (4%)	43 (0%)	194 (2%)	69 (1%)
Øresund	1049	3 (0%)	205 (20%)	15 (1%)	0 (0%)	69 (7%)	7 (1%)
Nordlige Bælthav	4027	220 (5%)	1208 (30%)	298 (7%)	293 (7%)	448 (11%)	139 (3%)
Storebælt	4012	37 (1%)	965 (24%)	60 (1%)	89 (2%)	155 (4%)	35 (1%)
Lillebælt	3019	608 (20%)	1281 (42%)	979 (32%)	1055 (35%)	1074 (36%)	1338 (44%)
Flensborg Fjord	293	121 (41%)	138 (47%)	133 (45%)	156 (53%)	156 (53%)	162 (55%)
Femer Bælt	7597	1491 (20%)	3241 (43%)	2024 (27%)	1579 (21%)	3076 (40%)	793 (10%)
Hele området	43847	2909 (7%)	9173 (21%)	4343 (10%)	3403 (8%)	5434 (12%)	2825 (6%)



Figur 9.2 Den største udbredelse af kraftigt iltsvind (rødt) blev i 2005 observeret så sent som midt i oktober, hvor det dækkede et areal på knap 3.000 km², og der var ca. 7.500 km² med iltsvind (blåt + rødt).

Udvikling i iltforhold

Trendanalyser af middel iltkoncentration ved bunden i juli-november under lagdelte forhold er foretaget på tidsserier fra de danske farvande delt op på områder (tabel 9.2). I de lavvandede vestjyske fjorde, Vadehavet, sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet kan der ikke påvises en signifikant lineær udvikling i de eksisterende tidsserier, sandsynligvis fordi lagdelinger her er midlertidige og hændelserne af varierende længde, hvilket giver stor spredning i data. I Limfjorden og de østjyske fjorde er middelkoncentrationen juli-november siden hhv. 1982 og 1974 faldet med ca. 0,04 mg l⁻¹ år⁻¹. I fynske fjorde og Det sydfynske Øhav er der gennem de seneste 30 år sket et signifikant fald på 0,046 mg l⁻¹ år⁻¹. Også i alle de åbne indre farvande og Arkonahavet er middel-



Figur 9.3 Den største udbredelse af iltsvind blev i 2006 observeret i uge 40 (2.-8. oktober), hvor der var et areal på ca. 7.000 km² med iltsvind (blåt + rødt) og kun ca. 1.000 km² med kraftigt iltsvind (rødt).

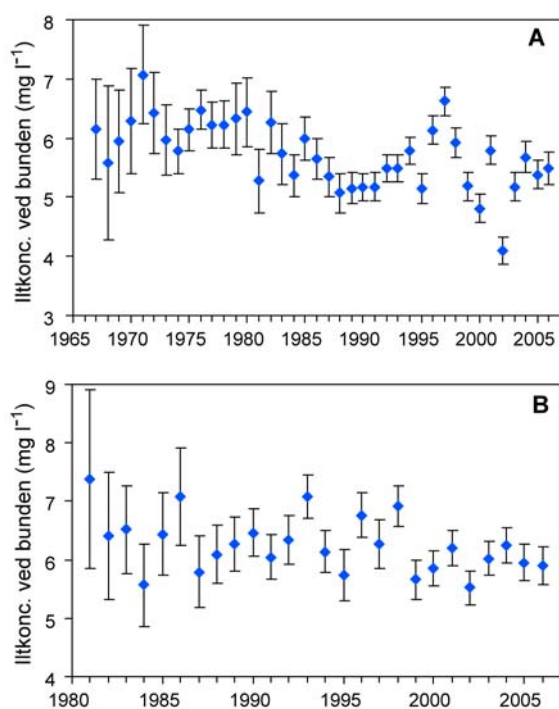
koncentrationen faldet signifikant siden slutningen af 1960'erne med 0,015-0,032 mg l⁻¹ år⁻¹ (tabel 9.2).

Kombineres henholdsvis alle kystvande og alle åbne farvande er der ingen tydelig udvikling i fjorde og kystvande i perioden 1981-2006. Dog lå middelkoncentrationen relativt lavt i de seneste 8 år og relativt højt i 1996-1998 (figur 9.4). I de åbne farvande var middel iltkoncentrationen juli-november høj i slutningen af 1960'erne og i 1970'erne og faldt så gennem 1980'erne til et lavt niveau omkring 1990. Gennem første halvdel af 1990'erne steg iltkoncentrationen generelt til 1970'er-niveau i de tørre år 1996-97, for derefter at falde igen til et minimum i 2002. Middelværdien for årene 2004 til 2006 lå på niveauet for midten af 1980'erne (figur 9.4)

Tabel 9.2 Trendanalyser for middel iltkoncentration i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden fra NOVANA-stationer i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_T > 0,5$ for fjorde- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T > 1$ for åbne havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model, og den undersøgte trend er lineær. Grå markering = signifikant negativ lineær udvikling. Der angives, hvor mange år inden for perioden, der er data fra, samt det maksimale antal stationer, der kan indgå i et år.

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling, mg l ⁻¹ år ⁻¹
Vestjylland fjord- og kyststationer	13	5	1992-2006	0,5043	-0,027 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Limfjorden	25	9	1982-2006	0,0028	-0,038 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Østjyske fjorde	25	11	1974-2006	0,0004	-0,041 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Fynske fjorde og Det sydfynske Øhav	29	3	1977-2006	<0,0001	-0,046 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	24	11	1982-2006	0,5745	0,011 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Kattegat	40	19	1967-2006	<0,0001	-0,021 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Nordlige Bælthav og Storebælt	35	9	1970-2006	<0,0001	-0,032 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Lillebælt og Femer Bælt	41	6	1965-2006	0,0115	-0,021 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Øresund	39	4	1967-2006	0,0118	-0,015 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Østersøen	39	9	1966-2006	0,0045	-0,028 mg l ⁻¹ år ⁻¹

Inddrages forklarende parametre viser det sig, at middel iltkoncentrationen under lagdelte forhold i juli-november i fjarde og kystvande korrelerer signifikant med TN-tilførslen fra land fra juli året før til juni samme år, og med vindstyrken i juli-september samme år. Tilsammen forklarer TN-tilførsel og vind 52% af år til år variationen i iltkoncentrationen i fjarde og kystvande. I de åbne indre farvande korrelerer middel iltkoncentrationen under lagdelte forhold i juli-november signifikant med TN-tilførslen fra land juli året før til juni samme år, samt indstrømningen af bundvand fra Storebælt til Femer Bælt i maj-september samme år og temperaturen i det indstrømmende vand fra Skagerrak i januar-april samme år. Tilsammen forklarer de tre variable 49% af år til år variationen i iltkoncentrationen i de åbne indre farvande (Conley *et al.* 2007).



Figur 9.4 Middel iltkoncentration i bundvandet for NOVANA stationer i A) åbne havområder og B) fjarde 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 åben havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model. Usikkerheden er faldet med tiden pga. flere målepunkter og hyppigere målinger.

Sammenfatning

- Iltforholdene i 2005 og 2006 var relativt gode, især de lave vindstyrker i begge år og høje temperaturer i 2006 taget i betragtning.
- I det stille varme vejr gik det dog hårdt ud over en række lavvandede fjarde i 2006, hvor store mængder muslinger og andre bunddyr døde af iltsvind, i Isefjorden bl.a. 20-30.000 t blåmuslinger større end 5 cm.
- Iltindholdet i Limfjorden, østjyske fjarde, fynske fjarde og Det sydfynske Øhav, samt i alle åbne indre farvande og Arkonahavet er faldet signifikant, for kystvandene siden slutningen af 1970'erne/begyndelsen af 1980'erne og for de åbne farvande siden slutningen af 1960'erne.
- Iltindholdet sommer-efterår i fjarde og kystvande afhænger af kvælstoftilførslen i det forudgående hydrologiske år (juli-juni) og vindstyrken juli-september.
- Iltindholdet sommer-efterår i de åbne indre farvande afhænger af kvælstoftilførslen i det forudgående hydrologiske år (juli-juni), indstrømning af bundvand maj-september og temperaturen i Skagerrak januar-april.

10 Bundvegetation - ålegræs og makroalger

Havbundens samfund af ålegræs og makroalger er ofte tætte og produktive. De er levested for mange fisk og smådyr og beskytter vores kyster mod erosion. Derfor er de vigtige økosystemer.

Vi forventer, at et fald i tilførslen af næringssalte fører til færre planktonalger i vandsøjlen og dermed mere lys ved bunden. Det giver ålegræsset og makroalgerne bedre vækstforhold og mulighed for at brede sig på dybere vand. Vi forventer også, at færre næringssalte fører til færre eutrofieringsbetingede makroalger og dermed endnu bedre forhold for ålegræs og flerårige makroalger. Endelig forventer vi, at færre næringssalte fører til færre og mindre alvorlige iltsvind. Det er endnu en fordel for ålegræs, som ikke tåler iltsvind.

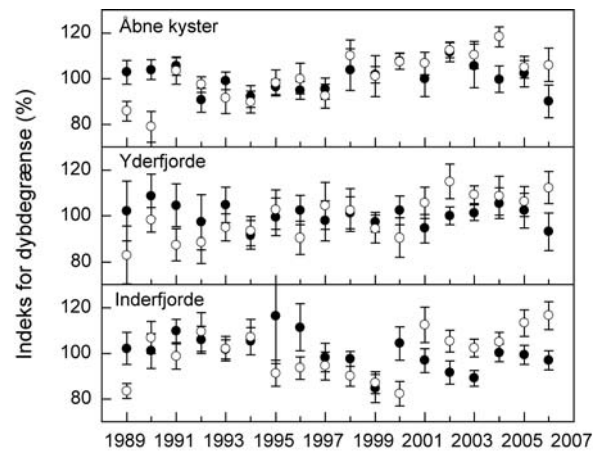
Kystnær vegetation

Dette afsnit analyserer udviklingen i bundvegetationen langs de åbne kyster samt i yder- og inderfjorde gennem perioden 1989-2006. Følgende parametre indgår i analysen:

- Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse
- Dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse, her defineret som den største dybde med mindst 5% dækning
- Dækningsgraden af ålegræs
- Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger - alger som søsalat, vandhår og fedtemøg, som drager fordel af høje koncentrationer af næringssalte
- Dækningsgraden af makroalger på stenrev i Kattegat.

Ålegræssets dybdegrænse

Ålegræssets maksimale dybdegrænse var størst langs de åbne kyster (5,0-6,7 m), lidt mindre i yderfjordene (3,0-4,2 m) og mindst i inderfjordene (2,4-3,4 m) i 1989-2006. Dybdegrænsen for hovedudbredelsen fulgte samme mønster med dybest udbredelse langs de åbne kyster (3,7-5,5 m), mindre dybdeudbredelse i yderfjordene (2,4-3,5 m) og mindst dybdeudbredelse i inderfjordene (2,0-2,9 m). Dybdegrænsen er beregnet som årsgennemsnit for de tre områdetyper og er signifikant forskellig mellem disse (ANOVA, $p < 0,001$).



Figur 10.1 Udvikling i dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (●) og hovedudbredelse (○) (± standard error) langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde gennem perioden 1989-2006. Dybdegrænsen er bestemt ved et indeks (se Bilag 1). En høj indeksværdi betyder, at ålegræsset vokser dybt.

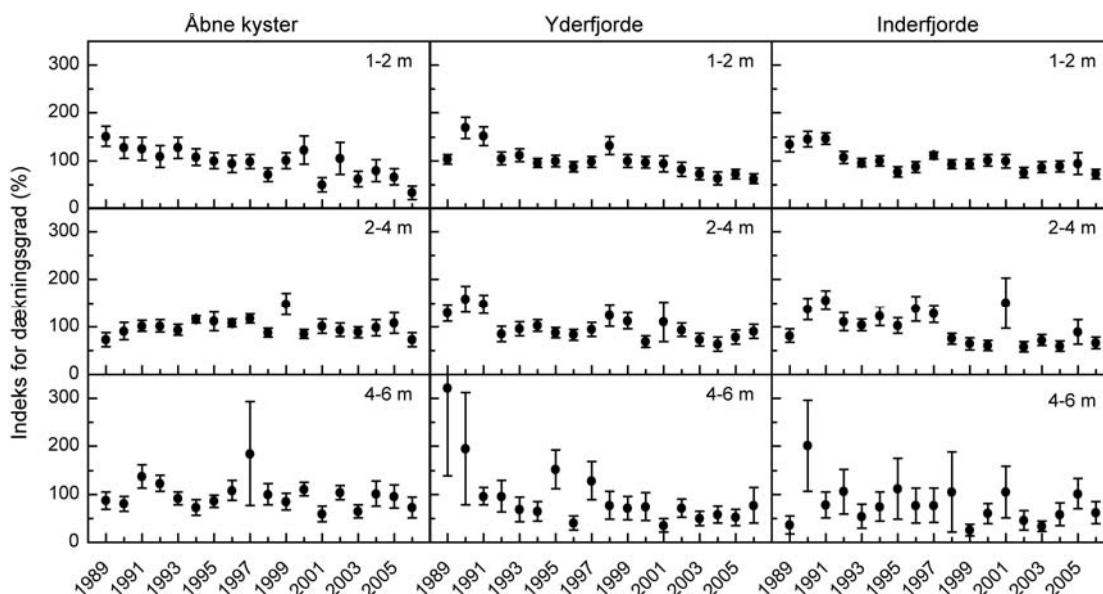
Langs de åbne kyster viste den maksimale dybdegrænse ingen udviklingstendens gennem perioden 1989-2006 (Kendalls- τ , $p = 0,622$), men hovedudbredelsen blev dybere (Kendalls- τ , $p < 0,001$) (figur 10.1).

Den ydre del af fjordene viste samme mønster: ingen udviklingstendens i ålegræssets maksimale dybdegrænse (Kendalls- τ , $p = 0,344$), men dybere hovedudbredelse gennem perioden 1989-2006 (Kendalls- τ , $p < 0,001$).

I den indre del af fjordene flyttede ålegræssets maksimale dybdegrænse sig derimod ind på lavere vand gennem perioden 1989-2006 (Kendalls- τ , $p = 0,017$), mens hovedudbredelsen ikke viste nogen udviklingstendens (Kendalls- τ , $p = 0,240$) (figur 10.1).

Ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad blev analyseret for dybdeintervallerne 1-2 m, 2-4 m og 4-6 m (figur 10.2). Vi har udeladt analyser for helt lavt vand (0-1 m), fordi dækningsgraden her primært er reguleret af bølge- og vindeksponering, samt evt. iskrunding og derfor kun i mindre grad afspejler ændringer i næringssaltbelastningen. Tilsvarende har vi udeladt analyser af dækningsgraden på vanddybder > 6 m, da kun få fjorde og åbne kyster har så dybe ålegræsbestande.



Figur 10.2 Udvikling i ålegræssets dækningsgrad (\pm standard error) gennem perioden 1989-2006. Udviklingen er vist for tre dybdeintervaller langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på mellemdybder (2-4 m), hvor eksponeringen er begrænset og hvor der samtidig er lys nok (Krause-Jensen *et al.* 2003). På denne vanddybde dækkede ålegræsset i gennemsnit 21-47% af bunden langs de åbne kysters ålegræstransekter, 15-34% langs yderfjordenes og 12-39 % langs inderfjordenes transekter gennem perioden 1989-2006. Dækningsgraden er beregnet som årgennemsnit for de tre områdetyper.

Der var generelt tendens til, at ålegræssets dækningsgrad faldt gennem perioden 1989-2006. De åbne kyster oplevede et fald i dækningsgraden på 1-2 m's dybde, yderfjordene oplevede et fald på samtlige vanddybder, og inderfjordene oplevede et fald på 1-2 m og 2-4 m's dybde (Kendalls- τ , $p < 0,05$) (figur 10.2).

Sammenfattende viste analyserne både positive og negative tendenser for ålegræsset langs de åbne kyster og i yderfjordene - her er ålegræssets hovedudbredelse blevet dybere, mens den maksimale dybdegrænse er uændret, og dækningsgraden er generelt faldet. Der er p.t. ingen god forklaring på, at dybdegrænsen og dækningsgraden viser forskellige udviklingstendenser - i teorien skulle de følges ad. Inderfjordene viste en negativ udvikling - her er ålegræssets maksimale dybdegrænse rykket ind på lavere vand, og dækningsgraden på lavt vand er faldet, mens hovedudbredelsen er uændret.

Ålegræssets udvikling afspejler dermed kun delvist det forhold, at sigtdybden er blevet større i de åbne områder, mens den er uændret i fjordene (se kapitel

8). Udviklingstendenserne for ålegræsset og sigtdybden er parallelle i den forstand, at de er mest positive i de åbne områder og mindre positive eller negative længere inde i fjordene. Men der er et misforhold mellem reduktionen i ålegræssets dækningsgrad, samt den uændrede maksimale dybdegrænse langs de åbne kyster/yderfjordene, og den bedre sigtdybde i de åbne områder. Der er også et misforhold mellem reduktionen i ålegræssets maksimale dybdegrænse samt dækningsgrad i inderfjordene og fjordenes uændrede sigtdybde.

Disse misforhold peger på, at andre forhold end lyset også spiller en væsentlig rolle for ålegræssets udbredelse. Eksempelvis kan iltsvind påvirke ålegræsset. Der er mange eksempler på sammenfald mellem områder ramt af iltsvind og ålegræsdød, og forskningsresultater peger også på, at iltsvind skader ålegræsset (Holmer & Bondgaard 2001, Greve *et al.* 2003, Borum *et al.* 2005). Desuden tyder flere undersøgelser på, at havbundens sammensætning også påvirker ålegræssets udbredelse (Hemminga 1998, Krause-Jensen *et al.* 2007, Flindt *et al.* 2007). Vi mener, at både iltsvind og dårlige vækstbetingelser i havbunden er sandsynlige forklaringer på, at ålegræsset ikke er så udbredt langs vores kyster, som man skulle forvente ud fra lysforholdene. Lokalt kan skrab efter muslinger også medvirke til at reducere ålegræssets dybdegrænse. Det gælder fx Limfjorden, hvor der foregår et intenst muslingefiskeri (Dyckjær & Hoffmann 1999).

Eutrofieringsbetingede alger

Den samlede dækningsgrad af eutrofieringsbetingede alger blev en fast del af overvågningsprogrammet fra 1994. Derfor er det valgt at lade analyserne af udviklingstendenser omfatte perioden fra 1994 og fremefter. Som for dækningsgraden af ålegræs er analyser af udviklingen på helt lavt vand (0-1 m) udeladt, da algerne her er meget påvirkede af bølge- og vindeksponering. Ligeledes er analyser af dækningsgraden på dybt vand (>6 m) udeladt, da kun få fjorde har sigt til så stor dybde.

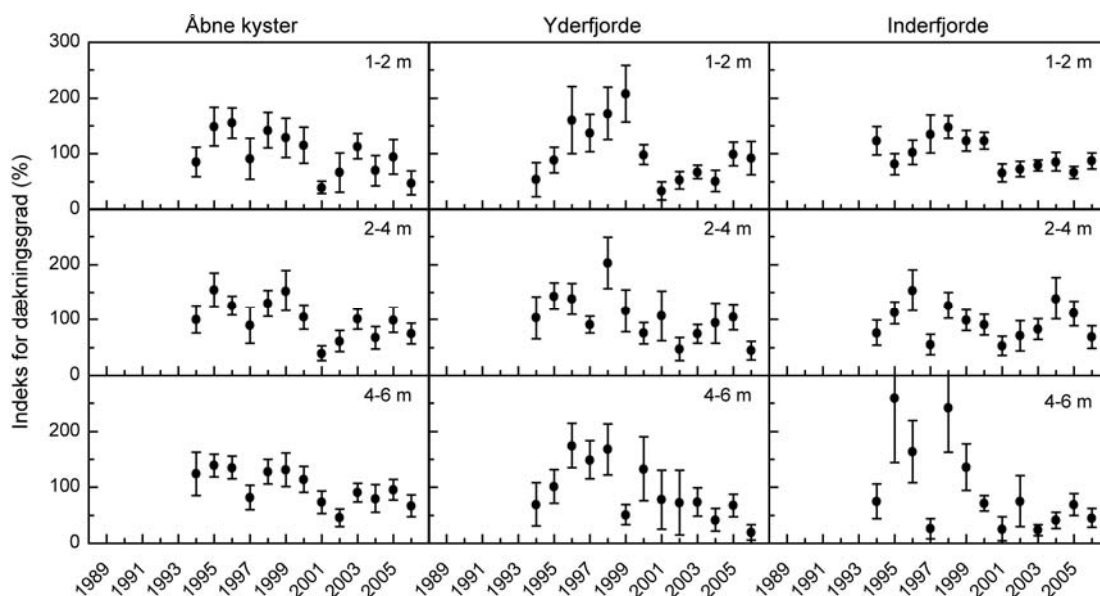
Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger var relativt ens i de tre områdetyper. Eksempelvis var den gennemsnitlige dækningsgrad 2-21% langs de åbne kyster, 2-32% i yderfjordene og 5-28% i inderfjordene gennem perioden 1994-2006 på 1-2 m's dybde.

I de åbne områder faldt dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger på 4-6 m's dybde gennem perioden 1994-2006 (Kendalls- τ , $p = 0,015$). På lavere vand sås samme tendens, men her var udviklingen ikke signifikant (1-2 m: Kendalls- τ , $p = 0,051$; 2-4 m: Kendalls- τ , $p = 0,088$) (figur 10.3).

I yderfjordene faldt disse algers dækningsgrad signifikant på 2-4 m's dybde (Kendalls- τ , $p = 0,038$) og på 4-6 m's dybde (Kendalls- τ , $p = 0,020$), men dækningsgraden viste ingen udviklingstendens på 1-2 m's dybde (Kendalls- τ , $p = 0,542$).

I inderfjordene viste de eutrofieringsbetingede algers dækningsgrad ingen signifikant udviklingstendens på trods af meget lave dækningsgrader på 4-6 m's dybde gennem de seneste år (1-2 m: Kendalls- τ , $p = 0,222$; 2-4 m: Kendalls- τ , $p = 0,542$; 4-6 m: Kendalls- τ , $p = 0,051$) (figur 10.3).

Sammenfattende udviste de eutrofieringsbetingede alger et fald i dækningsgrad og dermed en positiv udviklingstendens på flere vanddybder i de åbne områder og i yderfjordene men ikke i inderfjordene. Det ser dermed ud til, at effekter af reduceret tilførsel af næringsalte først slår igennem i de mere åbne områder.



Figur 10.3 Udvikling i dækningsgraden (\pm standard error) af eutrofieringsbetingede alger gennem perioden 1994-2006. Udviklingen er vist for 3 dybdeintervaller langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

Makroalger på stenrev i åbne farvande

I NOVANA-programmet overvåges algevegetationen på hård bund årligt på 12 stenrev i de indre danske farvande og hvert 6. år på yderligere 23 stenrev i et ekstensivt program. Overvågningen finder også sted på boblerevlokalteter i de 4 Natura-2000 områder, hvor der foreligger specifikke oplysninger om deres placering.

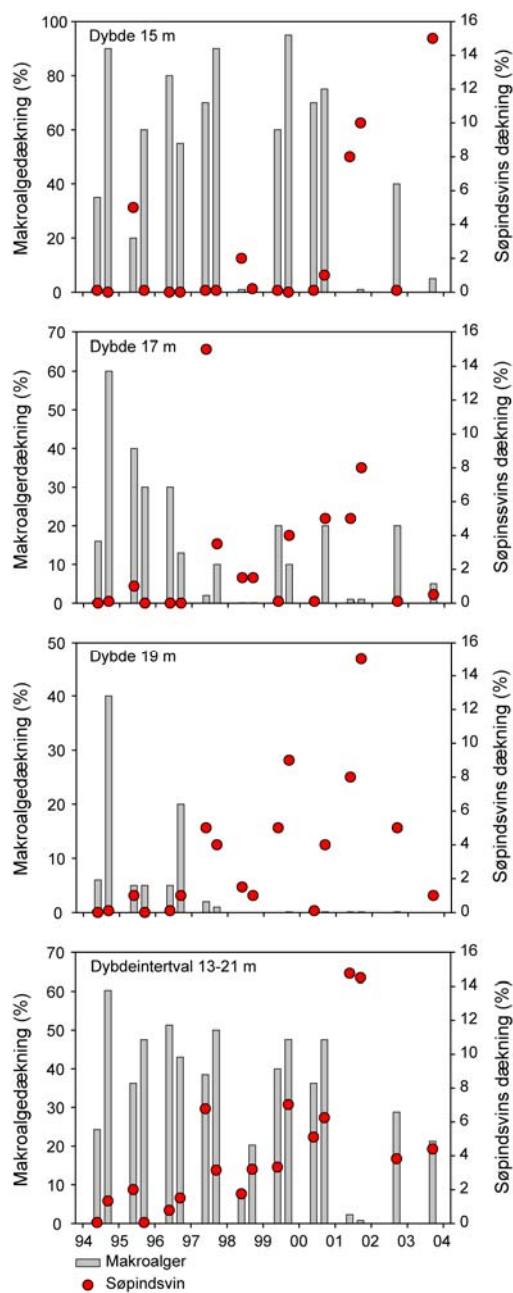
Vegetationen beskrives med en samlet dækningsprocent for de oprette alger og i form af specifikke dækningsprocenter for de enkelte arter, inkl. skorpeformede alger. Boblerevs strukturer kan afvige markant som levested for hårdbundsorganismer i forhold til stenrev, afhængig af deres udformning. Lodrette sider og under udhæng dominerer forskellige faunaorganismer, hvorimod horisontale flader uden skyggepåvirkning har en artssammensætning, der tilsyneladende minder mere om stenrevenes.

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 større dybder end 12-14 m aftager algerne samlede dækning til et enkelt lag oprette alger, der ikke dækker hele substratet. De oprette algers dækning aftager med stigende dybde, hvorimod skorpeformede algebelægninger fortsat træffes med stor dækning på 24 m's dybde pga. forskelle i vækstformernes lysbehov.

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. På den anden overvågningslokaltet ved Vejro i Samsø Bælt, der blev undersøgt årligt frem til 2004, er der sket en løbende forringelse af habitatkvaliteten under 13-15 m's dybde som følge af tiltagende nedgræsning af tangskoven inden for den undersøgte periode (figur 10.4). Tangskoven på Munkegrund i Samsø Bælt er også kraftigt påvirket af søpindsvins græsning, hvorimod der er dybvandede områder ved Hatter Barn, hvor algevegetationen er veludviklet ned til 17 m's dybde.

Fra andre dele af verdenen er masseforekomst af søpindsvin sat i forbindelse med reduceret prædationspres fra havodder 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 et al. 1986, Keats 1991). En sammenhæng mellem de væsentligt reducerede fiskebestande og fremkomst af søpindsvin kan være en mulig forklaring på det regimeskift fra tangskov til

nedgræsset stenbund, som er observeret på flere danske stenrev.



Figur 10.4 Udvikling i søpindsvins og vegetationens samlede dækning ved Vejro i Samsø Bælt. Udviklingen er vist for 3 specifikke dybder og som gennemsnit for dybdeintervallet 13-21 meter.

Fysisk påvirkning af havbunden – fx i form af trawlfiskeri – er også en presfaktor, der kan influere på naturkvaliteten. En undersøgelse på Store Middelgrund har påvist væsentlige fysiske forstyrrelser på dele af stenrevet (Dahl 2005). Jævnlig forstyrrelse er den mest sandsynlige årsag til, at vegetationens samlede dækning frem til 2006 har været væsentligt ringere på to undersøgte vanddybder på revet end forudsagt med en vegetationsmodel for området. I 2006 var der indikation på en vis bedring på den ene undersøgte station.

I Dahl & Carstensen (2005) og igangværende analyser (Carstensen & Dahl in prep.) er det vist, at vegetationens samlede dækning på dybvandede stenrev korrelerer signifikant med tilførslen af kvælstof til Kattegat i halvåret januar-juni forud for vegetationsundersøgelsen. Indstråling, undersøgelsesdybden og lokaliteten og i de seneste analyser også forekomst af søpindsvin var ligeledes signifikante parametre i de opstillede modeller, der alle havde en høj korrelation ($r^2 > 0,79$) og var meget signifikante ($P < 0,0001$). Bidrag fra efterårshalvåret havde derimod ingen signifikant effekt på vegetationen den efterfølgende sommer. Rev i det centrale Kattegat udviste en tydeligere respons på ændrede tilførsler end rev i det nordlige Kattegat omkring Kattegat-Skagerrak fronten.

En anden model (Dahl & Carstensen 2005) viste, at secchi-dybde, undersøgelsesdybde og indstråling også korrelerede fint med den samlede vegetationsudvikling på de undersøgte stationer på de dybvandede stenrev i Kattegat ($r^2 = 0,67$, $P < 0,0001$).

Udviklingen af den oprette vegetations samlede dækning i 2005 og 2006 på de undersøgte stationer, der har været en del af overvågningen i mange år, afveg ikke signifikant fra gennemsnittet for perioden 1994-2001 (tabel 10.1 og figur 10.5).

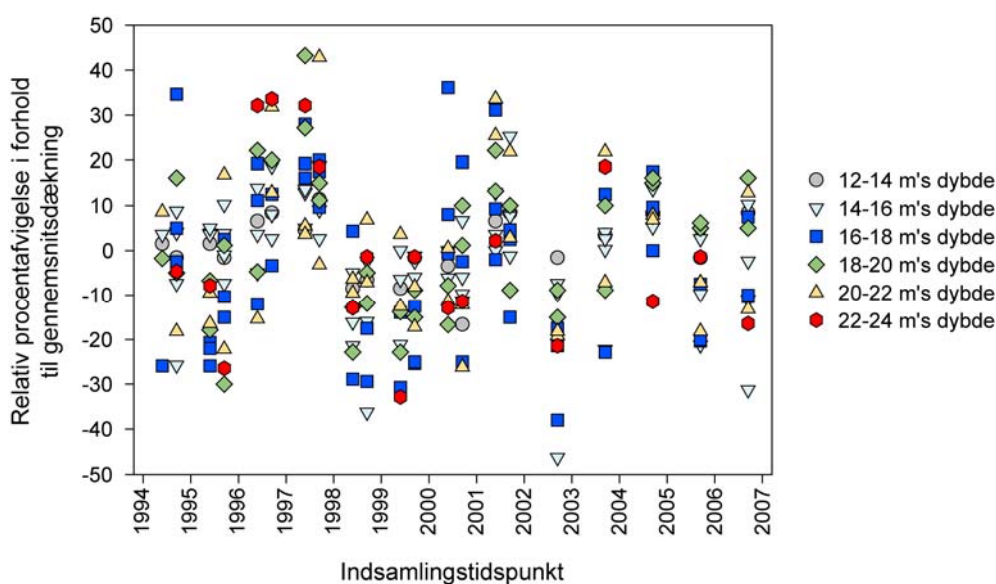
Forekomst af trådformede alger på stenrevne var i 2005 og 2006 stort set som gennemsnittet for perioden 1994-2001. *Ceramium virgatum* var den dominerende art, men var kun talrig ned til 8-10 m's dybde.

Tabel 10.1 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 én observation. p-værdierne er beregnet med en såkaldt fortegnstest for, om forholdene 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.

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

Undersøgs-år	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.



Figur 10.5 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 eller substratets beskaffenhed, er udeladt. På grund af mindre metodeændringer i 1994, er tidligere undersøgelser ikke medtaget i sammenligningen.

Nye rev lokaliteter

Med NOVANA-programmets implementering blev overvågningen udvidet til at dække sten- og boble-rev omfattet af EU's habitatdirektiv fra 1992.

Stenrevene Lysegrund og Ebbeløkkerev i Kattegat, Munkegrunde, Ryggen, Røsnæs Puller, Romsø Puller, unavngivet rev mellem Endelave og Samsø NØ for Æbelø, Flækøjet, rev vest for Helnæs og Bredgrund i Bælthavet samt Stevns Klint i den vestlige Østersø er rev som er undersøgt i 2005 og 2006. En boblerevslokalitet øst for Læsø Trindel blev ligeledes undersøgt. For de fleste af disse rev er der ikke tidligere gennemført undersøgelser, eller datagrundlaget er sparsomt, så en vurdering af udviklingen af algevegetationen er ikke mulig.

Det skal dog nævnes at de biologiske forhold på Flækøjet i det sydlige Lillebælt var usædvanlige med en brat overgang fra en veludviklet tangskov til et svampe og mosdyr (*Flustra foliacea*) domineret samfund fra 10 til 13 m's dybde.

Sammenfatning

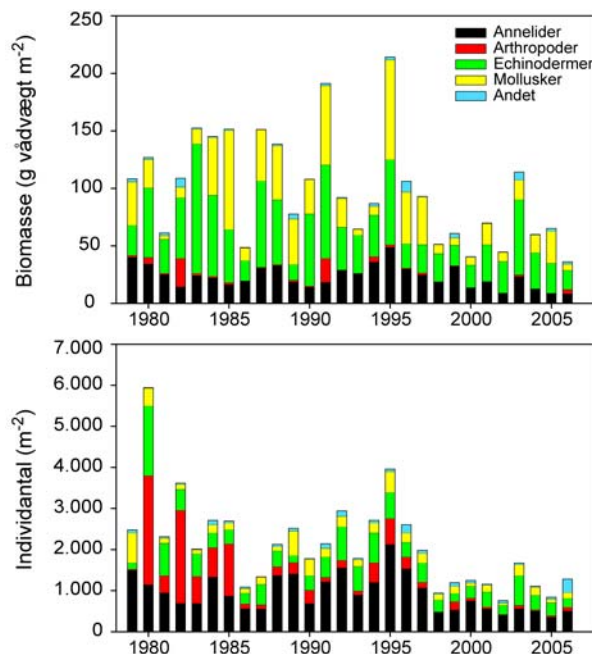
Sammenfattende viste vegetationen følgende udvikling gennem perioden 1989-2006:

- Langs de åbne kyster og i yderfjordene er der både positive og negative tendenser: Ålegræssets hovedudbredelse er rykket ud på dybere vand, mens den maksimale dybdegrænse er uændret og ålegræssets dækningsgrad generelt er faldet. Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er faldet på flere vanddybder.
- I inderfjordene er der overvejende negative tendenser: Ålegræssets maksimale dybdegrænse er rykket ind på lavere vand, og dækningsgraden på lavt vand er faldet, mens ålegræssets hovedudbredelse er uændret. Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er også uændret.
- Vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat i 2005 og 2006 var omtrent som gennemsnittet for perioden 1994-2001.
- Masseforekomst af søpindsvin udgør en alvorlig presfaktor for tangskoven på en række rev i Samsø Bælt.

11 Bundfauna

Bundfaunaen spiller en central rolle i det marine økosystem. På lavt vand er de filtrerende bunddyr ofte i stand til at kontrollere planteplanktonet, og bundfaunaen omsætter generelt størstedelen af det organiske materiale, der sedimenterer ud af vandsøjlen. Dermed er bundfaunaen et meget vigtigt bindeled mellem planteproduktionen i de frie vandmasser og de højere led i fødekæden såsom fugle, fisk og pattedyr. Bundfaunaen påvirkes af det omgivende miljø i sedimentet og vandsøjlen, og da den del af bundfaunaen, som undersøges i overvågningen (makrofaunaen), i hovedsagen udgøres af flerårige organismer, vil ændringer i bundfaunaens tæthed, biomasse, sammensætning og diversitet afspejle miljøpåvirkninger over en længere periode. Den samlede biomasse og i mindre udstrækning tætheden af bundfaunaen er overordnet styret af eutrofieringsniveauet, således at stor bentisk biomasse i store træk følger med høj produktivitet i vandsøjlen (Josefson & Rasmussen 2000). Eutrofe forhold øger imidlertid også risikoen for, at der opstår iltvind, som påvirker bundfaunaen negativt og i ekstreme tilfælde medfører fuldstændig udslettelse, således som det skete i store dele af de indre danske farvande i 2002 og igen i 2003. Virkningen af eutrofiering afhænger derfor i høj grad af områdernes topologi, dvs. hydrografien og bundforholdene.

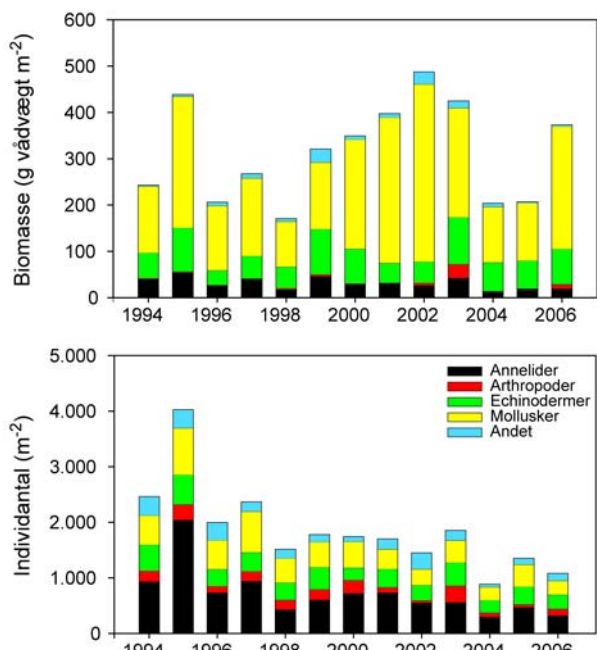
Sammensætningen af bundfaunaen er under konstant forandring, men forekommer der en påvirkning, vil det oftest kunne ses som en signifikant ændring i samfundets sammensætning. Det er et artsrigt bundfaunasamfund, der forekommer i de indre danske farvande, hvor diversiteten naturligt er højest i områder med høj saltholdighed. Rekrutteringen til bundfaunasamfundene formodes at være en begrænsende faktor for diversiteten i specielt de lukkede områder, hvor vandudvekslingen med de artsrige åbne dele af de indre farvande er begrænset. Påvirkning fra forurening, iltvind og sulfid i sedimentet er forhold, som generelt reducerer artsdiversiteten i den lokale skala. Ud over biomassen og tætheden af bunddyr kan miljøtilstanden vurderes ud fra sammensætningen af arter med hensyn til følsomhed, således som den beskrives med AMBI indekset (Borja et al. 2000, Muxika et al. 2005), eller den kan overordnet vurderes ud fra den gennemsnitlige artsdiversitet eller artsrigdommen i de enkelte prøver (Hansen & Josefson 2005), og endelig ud fra et indeks der kombinerer diversitet og AMBI i et nyt indeks DKI (Borja et al. 2007).



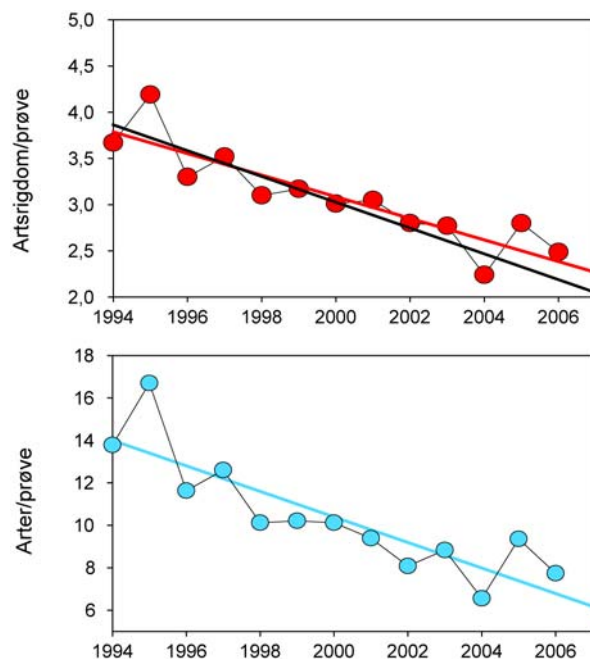
Figur 11.1 Tidsmæssig udvikling 1979-2006 i biomassen fordelt på taksonomiske hovedgrupper fra de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande (øverst) og tidsmæssig udvikling i tætheder fordelt på taksonomiske hovedgrupper (nederst). Annelider = børsteorme m.m.; Arthropoder = krebsdyr m.m.; Echinodermer = pighude, herunder søstjerner og sømus; Mollusker = muslinger og snegle.

Åbne områder

Siden NOVANA startede i 2004 er der taget bundfauna-prøver i 2004, 2005 og 2006. I NOVANA videreføres stort set stationer og prøvetagningsfrekvenser fra NOVA-programmet. Det betyder, at der årligt tages 5 hapsprøver på 24 stationer. Fra 22 af disse stationer eksisterer der således tidsserier fra perioden 1994-2006 og fra 7 stationer går tidsserierne tilbage til 1989, mens der er data helt tilbage fra 1979 og 1982 fra stationerne 31S, 413, 939 og 444. Langtidsudviklingen på tre af stationerne (31S, 413 og 939) viser, som beskrevet i tidligere havrapporter, et skift i sammensætningen, hvor gruppen af krebsdyr blev relativt sjældne efter 1985, samtidigt med at polychaeterne blev mere almindelige (figur 11.1). Fra omkring 1995 er biomassen og tætheden på disse stationer blevet ca. halveret i forhold til tidligere og de sidste to års data ændrer ikke væsentligt ved dette mønster.



Figur 11.2 Tidsmæssig udvikling i biomasse fordelt på taksonomiske hovedgrupper fra de 22 stationer i de åbne danske farvande (øverst) og tidsmæssig udvikling i tætheder fordelt på taksonomiske hovedgrupper (nederst). Annelider = børsteorme m.m.; Arthropoder = krebsdyr m.m.; Echinodermer = pighude, herunder søstjerner og sømus; Mollusker = muslinger og snegle.

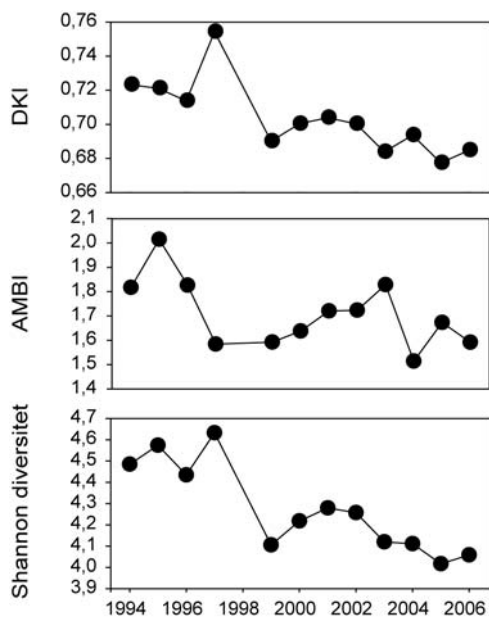


Figur 11.3 Tidsmæssig udvikling i artsrigdommen pr. prøve (øverst) og antal arter pr. prøve (nederst) på de 20 stationer i Kattegat og Bælthavet, hvorfra data findes fra stort set alle årene i perioden 1994-2006. Linier fremkommet ved lineær regression. Sort linie på baggrund af årene 1994-2003 på begge grafer og rød og blå linie er tilsvarende regressioner for hele perioden.

De øvrige 18 stationer, beliggende i Bælthavet og i Kattegat, rummer et stort datamateriale, hvor udviklingen i de sidste 13 år kan vurderes. Her ses et fald i tætheden fra ca. 2.000 til ca. 1.500 individer pr. kvadratmeter, hvorimod der ikke er nogen entydig udvikling i biomassen, som svinger omkring ca. 300 g vådvægt m^{-2} for alle grupper tilsammen med molluskerne (bløddyr) som den vigtigste gruppe gennem hele perioden. I 2004 var artsrigdommen, udtrykt med Margalefs indeks, blevet halveret gennem en 10-årig periode fra ca. 14 arter pr. 143 cm^2 til ca. 7 arter. I 2005 og 2006 var der hhv. 9,3 og 7,7 arter pr. prøve. I hele området blev der fundet ca. 190 arter mod 180 i 2004 og 230 i 1994 (figur 11.3).

Årsagen til dette markante fald i bundfaunaens artsrigdom er, som tidligere anført (Hansen og Josefson 2005), ukendt. Der er oftest en sammenhæng mellem diversitet og individtæthed i bundfaunasamfund. Dette er også tilfældet i perioden 1994-2006, og der er sandsynligvis en fælles årsag til, at individantallet og diversiteten falder, men denne er ikke kendt.

Hvorvidt reduktionen i artsdiversitet også er begrundet i ringere miljøkvalitet, kan vurderes ud fra sammensætningen af faunaen, dvs. om det fortrinsvis er de følsomme dyr, der forsvinder i perioden, og som kan måles med indeksene AMBI og DKI. AMBI stiger fra 1997 til 2003 (hvilket viser ringere miljøkvalitet), men i perioden som helhed er udviklingen ikke så tydelig (figur 11.4). En overordnet vurdering af miljøkvaliteten i området ud fra bundfaunaen (AMBI og DKI) viser, at området som helhed er i "god miljøkvalitet" i forhold til de kvalitetsgrænser, der er foreslået for bundfaunaparameteren i Vandrammedirektivet. DKI-indekset falder (hvilket viser ringere miljøkvalitet) i løbet af perioden, og på 16 ud af 19 stationer i Kattegat og Øresund er indekset lavere i perioden 2000-2006 end i perioden 1994-1999, og for 2 ud af disse 16 stationer har kvalitetsindekset passeret grænsen til "moderat" miljøkvalitet. Dette betyder, at 4 stationer ifølge vandrammedirektivets normer har en "moderat" miljøkvalitet, mens 15 stationer har en "god" miljøkvalitet som gennemsnit for perioden 2000-2006, mens der var 17 stationer med "god" miljøkvalitet og 2 stationer med "moderat" miljøkvalitet i perioden 1994-1999 (figur 11.5 og 11.6). DKI-indekset kombinerer, som beskrevet, diversitet og følsomhed, og udviklingen i indekseværdierne for AMBI og DKI bekræfter, at diversiteten er faldet markant i perioden, men at faldet ikke umiddelbart kan kobles til presfaktorer i miljøet.



Figur 11.4 Udvikling i DKI indekssværdier, AMBI og Shannon Wiener diversitet pr. station (5 hapsprøver) på de 20 stationer i Kattegat og Bælthavet, hvorfra data findes fra stort set alle årene i perioden 1994-2006. DKI beregnes bl.a. på baggrund af AMBI og Shannon Wiener diversitet (log 2).

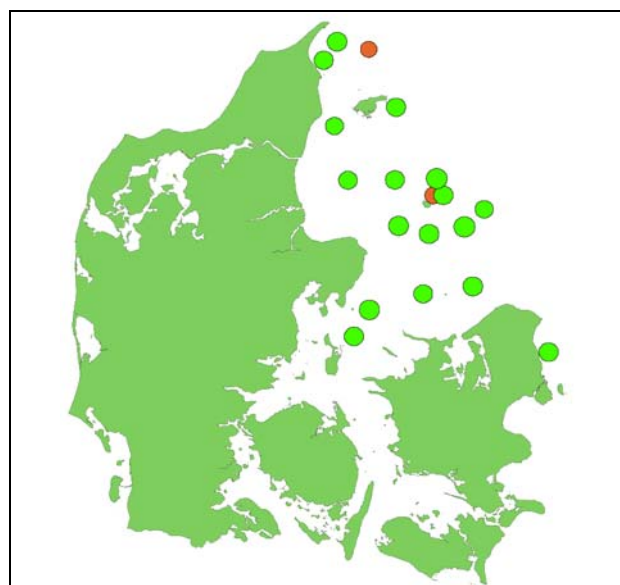
En sandsynlig årsag til den faldende artsdiversitet og individtæthed er lavere rekruttering snarere end øget mortalitet. En ringere rekruttering kan skyldes både fysiske og biologiske faktorer såsom ændrede hydrografiske forhold, som fører bunddyrslarverne rundt i området, eller det kan være ændringer i planktonets sammensætning, som dermed får betydning for deres overlevelse i de frie vandmasser, hvor bundfauna som larver tilbringer en del af deres livscyklus. Hvis reduktionen i diversitet var et resultat af faldende koncentrationer af næring, ville man imidlertid også forvente en mindre biomasse, hvilket der ikke er nogen tydelig tendens til. Endeligt er udviklingen i diversiteten i årene før 1994 uvis. Datamaterialet er begrænset, men de stationer, der blev målt tidligere, viser en stigning frem mod 1994 og 1995 i en periode, hvor næringsstofniveauet var højt, hvilket ikke kan bekræfte, at der skulle være en kobling til næringsniveauet.

Sammenfatning

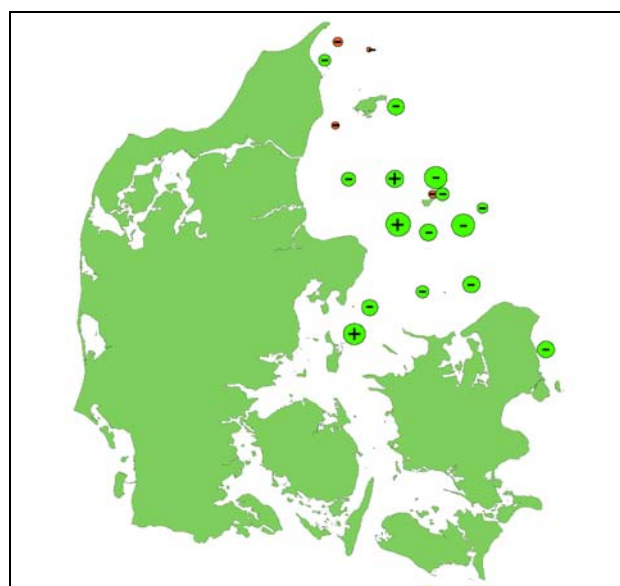
- I de åbne farvande var bundfaunaens diversitet og tæthed i 2005 og 2006 højere end i 2004, hvilket dog skal ses på baggrund af, at diversiteten i perioden fra 1994 til 2004 blev halveret, og at tætheden var usædvanlig lav i 2004.
- I perioden fra 1994 til 2006 er tætheden af dyr i Kattegat, Øresund og Bælthavet faldet med ca. 25%, mens 3 langtidsstationer viser et fald på ca. 50% i samme periode.
- En beregning af miljøkvalitetsindeks for bundfauna (DKI) viser ved sammenligning af perioderne 1994-1999 og 2000-2006, at miljøkvaliteten

samlet set er faldet signifikant, idet den er gået tilbage på 16 ud af 19 stationer. Status i 2006 var således, at der var 15 stationer, hvor kvaliteten var god og 4, hvor den var moderat, mens tallene i slutningen af 1990'erne var hhv. 17 og 2.

- Årsagen til den faldende diversitet og generelt ringere tilstand af bundfaunaen er ukendt, men der er ikke noget bevis for, at den ringere miljøkvalitet er relateret til eutrofiering.



Figur 11.5 Gennemsnitlig DKI-værdi 1994-1999 for 19 stationer i de åbne indre farvande. Farverne svarer til miljøkvalitetsgrænserne, således som de senest er defineret i vandrammedirektivet: god (grøn) og moderat (brun).



Figur 11.6 Gennemsnitlig DKI-værdi 2000-2006 for 19 stationer i de åbne indre farvande. Farverne svarer til miljøkvalitetsgrænsen god (grøn) og moderat (brun). Størrelsen af symbolet er skaleret i forhold til indekssværdien og +/- angiver om indekssværdien er faldet i forhold til foregående periode (1994-1999).

12 Tungmetaller i muslinger og fisk

NOVANA-programmet omfatter analyser af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg). Alle metallerne forekommer naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrundsniveau. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier, fx i forbindelse med spildevandsudledning. Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og opkoncentreres bl.a. i lever. Hg er især farlig som den organiske methylkviksølv, der kan dannes af visse bakterier. Op til 90% af Hg i fisk kan være methylkviksølv. I NOVANA-programmet måles det totale Hg-indhold. Hverken Cd, Hg eller Pb har nogen kendt nyttevirkning i organismer. Ni, Cu og Zn er nødvendige essentielle mikronæringsstoffer, der dog ved for høje koncentrationer har giftvirkning. Muslinger og fisk anvendes som generelle indikatorer for belastningen af tungmetaller i havmiljøet.

Undersøgelserne udføres dels årligt i biota (blåmuslinger, sandmuslinger og skrubber) og i 2. halvdel af programperioden én sedimentprøvetagning. Prøveantallet i NOVANA-programmet er reduceret med ca. 1/3 for muslinger i forhold til NOVA, men udvidet med 1/4 for fisk. Der tages færre prøver pr. station, og den geografiske dækning er samtidig udvidet i forhold til NOVA.

Vurdering af målte koncentrationer

Til at vurdere metallers betydning for miljøtilstanden anvendes fortsat det vejledende norske klassificeringssystem, udarbejdet af Statens Forurensningstilsyn (SFT 1997), baseret på koncentrationsmålinger og udtrykt i en fem-delt klassificering af miljøtilstand og forureningsgrad for metaller i muslinger (figur 12.1).

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

Figur 12.1 SFT klassificeringssystem 1997. Sammenhæng mellem tilstandsklasse, miljøtilstand og forureningsgrad.

Resultaterne for muslinger fra 2005 og 2006 vurderet efter dette klassificeringssystem viste, at koncentrationerne af 90-100% af alle metaller var "lidt" eller "moderat forurenet" (tilstandsklasse I og II). I 2005 og 2006 var der hhv. én prøve for Cd og én for Hg, der var "markant forurenet" (Køge Bugt hhv. Vadehavet), for Cu i 2005 var der 6 "markant forurenede" prøver, de højeste værdier i sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord og Odense Fjord, men også

blåmuslinger i Karrebæk Fjord og ved Bakkegrunden i Østersøen var "markant forurenet". Generelt var niveauet af Cu i 2005 højt, idet kun 47% var i tilstandsklasse I, mod 90% i 2006 – det er uvist hvorfor. Procentvis andel af prøver, der var betragtet som tilstandsklasse 1 "ubetydeligt/lidt forurenet", er vist i tabel 12.1. For Ni var det 91%.

Tabel 12.1 Sammenligning af blåmuslinger med BRC-, BC- og BAC-værdier i mg kg⁻¹ tørstof (se boks 1). Antal prøver i % mindre end BRC, BAC og SFT klasse I er angivet.

Metal	Zn	Cu	Hg	Cd	Pb
BRC	150	5,5	0,05	0,55	0,95
% ≤ BRC	75%	13%	6%	16%	21%
BC	275	5,3	0,08	1,2	0,9
BAC	426	7,57	0,14	1,94	1,52
% ≤ BAC	100%	46%	46%	70%	60%
SFT I	200	10	0,2	2	5
% ≤ SFT I	97%	70%	63%	70%	100%

Der blev i OSPAR (1998) fastlagt "Background Reference Concentrations" (BRC) for metaller i blåmuslinger, hvilke fremgår af tabel 12.1, hvor også andelen af prøver mindre end BRC-værdien er angivet. Der er også arbejdet videre med begrebet baggrundskoncentrationer (BC), ud fra fjerntliggende, "uforurenede" stationer. OSPAR (2004) fastlagde BC for blåmuslinger, og definerede ud fra BC et baggrundsvurderingskriterium (BAC). Se Boks 1.

I tabel 12.1 er angivet BC og BAC for 5 metaller. BRC- og BAC-niveauerne er tæt på SFT klasse I grænser, undtagen for Hg og Pb, hvor SFT klasse I er noget over BAC. Det noteres, at 60-100% af prøverne var under BAC for Pb, Cd og Zn (altså formodet uforurenet), hvorimod det for Hg og Cu var

BOKS 1: Akronymer og deres fortolkning

SFT 1997: Norsk klassificering i 5 klasser baseret på målte norske koncentrationer og økotoksikologiske vurderinger.

EAC: Økotoksikologiske grænser for hvornår et stof ikke forventes at have nogen effekt ($<EAC_{lav}$) eller hvornår der er risiko for effekter ($>EAC^{høj}$) på økosystemet.

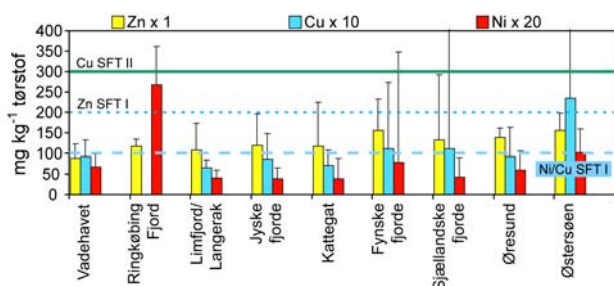
BRC, BC og BAC: Forskellige udgaver af "baggrundskoncentrationer" (B og C'et) udviklet af OSPAR, som er det naturlige niveau, stoffet kan forventes at have i Nordsøen. BRC (1998), hvor R'et står for reference, blev sat af en ekspertgruppe ud fra målinger i fjerne områder. Senere kom BC (2004), som er medianen af medianer i områder udpeget som upåvirkede. Usikkerheden på bestemmelse af koncentrationerne lægges til BC og giver BAC, som er baggrundsvurderingskoncentrationen, som anvendes til test af, om man er signifikant over BC.

QS: Kvalitetsstandarder sat af EU's vandrammedirektiv.

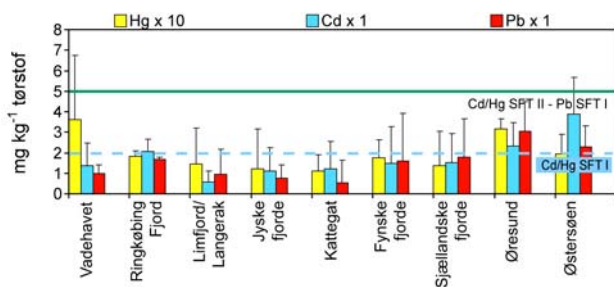
46%. For de ældre BRC-værdier var 75% af Zn-koncentrationerne lavere end BRC; for de øvrige var kun 6-21 % lavere end BRC-koncentrationerne.

Andre marine data og grænseværdier for fødevarer

NOVANA-programmet er beregnet på at beskrive tilstanden i miljøet, og derfor foretages vurderingerne fortrinsvis med henblik på dette. Fødevestyrelsen i Danmark overvåger metaller i marine fødevarer som fisk og muslinger, og resultaterne fra disse kan sammenholdes med NOVANA inden for generelle områder. Ligeledes er der til vandrammedirektivet udarbejdet baggrundsdokumenter (EU 2005a-c) for kvalitetsstandarder (QS) af Pb, Cd og Hg, hvori der ud fra humant konsum er fastsat kriterier for skaldyr og fiskeprodukter. Kriterierne er afstemt med grænseværdierne for fødevarer, som anvendes af Fødevestyrelsen.



Figur 12.2 Essentielle metaller i muslingebløddede 2005 og 2006 (mg kg^{-1} tørstof). Bemærk at stationerne for de enkelte områder kan variere mellem årene. Cu og Ni er skaleret (10x hhv. 20x lavere end skalaværdi).



Figur 12.3 Toksiske metaller i muslingebløddede 2005 og 2006 (mg kg^{-1} tørstof). Bemærk at stationerne for de enkelte områder kan variere mellem årene. Hg er skaleret (10x lavere end skalaværdi).

For metallerne kom der i 2005 en ny bekendtgørelse, der sætter grænser for indholdet i muslinger og fisk til human konsum (Fødevestyrelsen 2005). Ingen af de relevante grænseværdier var overskredet for Hg i prøver af 110 fiskefileter (tabel 12.2) eller 126 muslingeprøver. Der blev målt Hg, Pb og Cd i fiskelever inden for NOVANA, men lever spises generelt ikke af mennesker, og grænseværdien er derfor ikke relevant i denne sammenhæng.

Fødevestyrelsen undersøgte i 2005 muslinger og fisk til menneskeføde uden at finde overskridelser af EU's grænseværdier for Cd og Pb (tabel 12.3). Der er analyseret 79 prøver af 14 fiskearter, 4 er angivet her. Kun sildehaj var over grænseværdien for Hg, ellers er der ikke fundet overskridelser. Fiskene er indsamlet i virksomheder, på fiskeauktioner og hos fiskeimportører, uden angivelse af oprindelsessted.

Tabel 12.2 Middelkoncentrationen af Cd og Hg i 10 skrubbere lever hhv. filet fra forskellige områder i Danmark. Enhed: mg kg^{-1} tørstof. Tørstofindholdet i filet er normalt 20-25%, og i lever 20-40%.

Område	År	Hg filet	Hg lever	Cd lever
Nordsøen	05	1,2±0,7	0,59±0,87	0,46±0,30
Vadehavet	05	0,39±0,15	0,13±0,06	0,15±0,06
	06	0,12±0,02	0,070±0,012	0,05±0,05
Storebælt	05	0,49±0,19	0,15±0,09	0,11±0,04
	06	0,11±0,05	0,046±0,033	0,12±0,07
Nivå Bugt	05	0,66±0,39		0,73±0,50
Øresund	05	0,49±0,20	0,22±0,09	0,40±0,33
	06	0,38±0,11	0,32±0,08	0,52±0,24
Østersøen	05	0,57±0,24	0,85±0,41	0,14±0,08
	06	0,32±0,17	0,12±0,12	1,20±0,92

Tabel 12.3 Udvalgte resultater fra fødevestyrelsens Centralt Koordinerede Laboratorieprojekter; middelværdier i mg kg^{-1} vådvægt. EU's grænseværdi er angivet i parentes. Detektionsgrænsen (DL) for Cd var 0,0017 og Pb 0,0023.

Art	n	Cd	Hg	Pb
Blåmusling	84	0,09 (1,0)	0,008 (0,5)	0,16 (1,5)
Østers	14	0,32 (1,0)	0,013 (0,5)	0,11 (1,5)
Havkat	9	<DL (0,05)	0,071 (1,0)	<DL (0,2)
Helleflynder	8	<DL (0,05)	0,12 (0,5)	<DL (0,2)
Hellefisk	4	<DL (0,05)	0,075 (0,5)	<DL (0,2)
Sildehaj	2	0,0084 (0,05)	2,2 (1,0)	0,005 (0,2)

Sammenfatning

- Hg og Cd er de mest toksiske metaller og vurderes som "moderat forurenede" i mange områder; for Cd specielt i Øresund og for Hg i Vadehavet og Øresund, hvor enkelte prøver var på niveauer, vurderet som "markant forurenede" i forhold til SFT (1997). For Cu var over 50% af prøverne "moderat forurenede" i 2005, mod 10% i 2006.
- Sammenligning med BAC viste, at 46-100% af blåmuslingerne i NOVANA var på niveau med baggrundskoncentration i Nordsøen.
- Grænseværdierne for human konsum var ikke overskredet for Hg i skrubbefilet eller metaller i muslinger inden for NOVANA-prøverne. Leveren i fisk anvendes normalt ikke til menneskeføde og er derfor ikke bedømt, og organiske stoffer og naturlige toxiner, fx giftige alger (se kapitel 8), indgår heller ikke i denne vurdering. Undersøgelser udført af Fødevestyrelsen fandt kun overskridelser for Hg i sildehaj.

13 Miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk

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 ophobes igennem fødekæden og udgøre en risiko for dyrs vækst, reproduktion, adfærd eller på anden måde deres overlevelse. Mange af stofferne er sat i forbindelse med fx hormonforstyrrende effekter.

I muslinger og fisk blev der analyseret for de regulerede organoklorforbindelser PCB (20 stk., inkl. de 7, der indgår i ΣPCB_7) og HCB, samt pesticiderne DDT (5 stk.), HCH (3 stk.) og klordan (transnolaklor). I muslinger analyseres desuden for antibegrøningsmidlet TBT (organotin, 4 stk.), bromerede flammehæmmere (PBDE, 9 stk.) samt tjærestoffer (PAH, 28 inkl. 16 stk. US-EPA standard), som kommer fra forbrænding og oliespild. I 2005 indgik ligeledes supplerende stoffer, 21 dioxiner, furaner og coplanare PCB'er, der dannes ved højtemperatur forbrænding af klorholdigt affald og 4 phthalater, der anvendes som blødgørere i plast.

Stoffer, der indgår i programmet, er baseret på de prioriterede stoffer i EU, OSPAR og HELCOM, og programmet er opbygget efter OSPAR/HELCOM guidelines. Der analyseres for miljøfremmede stoffer i de samme prøver som beskrevet for metaller (kap. 12). Ud over de nævnte stoffer er der også i de seneste år foretaget en del screeningsundersøgelser af nye stoffer, som potentielt kan udgøre en fare i det marine miljø, men hvor der mangler viden om deres forekomst. Resultaterne herfra opsummeres kort.

Vurdering af målte koncentrationer

Miljøfremmede stoffer i biota vurderes i denne rapport primært i forhold til "Ecotoxicological Assessment Criteria" (EACs) og baggrundskoncentrationer (BAC) udarbejdet af OSPAR (OSPAR 1998, 2004), samt norske kriterier udarbejdet af SFT (1997); se Boks 1 i kapitel 12. De reviderede "Environmental Assessment Criteria" i OSPAR (2004) blev ikke godkendt af OSPAR-kommissionen, så de gamle EAC-værdier anvendes.

EAC-værdien er opgivet som et koncentrationsinterval. Den øvre grænse ($\text{EAC}^{\text{høj}}$) er fastlagt således, at der er en risiko for, at langtidspåvirkninger kan medføre effekter på de mest følsomme arter i økosystemet, hvis koncentrationen overstiger denne værdi. Hvis koncentrationen ligger inden for inter-

vallet, kan det ikke udelukkes, at der kan forekomme effekter, mens der sandsynligvis ikke vil opstå skader på miljøet, hvis koncentrationen er lavere end den nedre grænse (EAC^{lav}).

Tabel 13.1 Sammenligning af blåmuslinger med OSPAR $\text{EAC}^{\text{lav}}/\text{EAC}^{\text{høj}}/\text{BAC}$ og SFT vurderingskriterier. Antal prøver mindre end EAC, BAC og SFT klasse I og II er angivet som %. Data omregnet til tørstof før EAC og BAC vurdering. i.r. = ikke relevant; - vurderingskriteriet mangler. Bemærk at EAC-værdierne er for enkeltstoffer (undtaget ΣPCB_7), hvorimod SFT-værdierne er summen af flere PAH-, HCH- og DDT-forbindelser/nedbrydningsprodukter

Stof	EAC^{lav}	$\text{EAC}^{\text{høj}}$	BAC	SFT I	SFT II
Naphthalen	100%	i.r.	100%	-	-
Phenanthren	100%	i.r.	0%	-	-
Anthracen	87%	100%	72%	-	-
Fluoranthen	100%	i.r.	7%	-	-
Pyren	100%	i.r.	0%	-	-
Benz(a)pyren	100%	i.r.	5%	73%	98%
ΣPAH	-	-	-	7%	100%
HCB	-	-	-	99%	99%
$\gamma\text{-HCH}/\Sigma\text{HCH}$	100%	i.r.	-	100%	i.r.
DDE/ ΣDDT	94%	100%	-	100%	i.r.
ΣPCB_7	15%	98%	14%	85%	100%
TBT	0%	5%	-	94%	100%

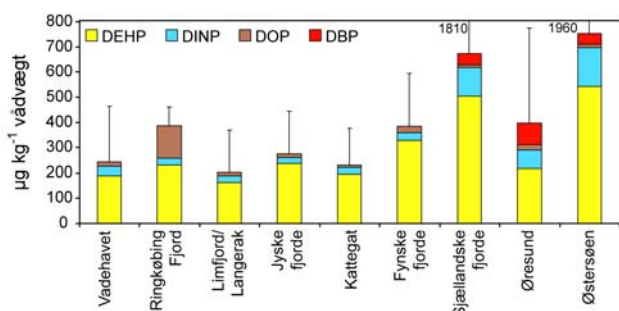
Tabel 13.1 opsummerer resultaterne for 2005 og 2006 sammenholdt med OSPAR's BAC- og EAC-værdier (OSPAR 1998, OSPAR 2004) samt SFT's tilstandsklasse I og II (SFT 1997). OSPAR har kun opstillet EAC-værdier for enkeltstoffer, undtaget dog ΣPCB_7 . For PAH'erne findes kun naphthalen og anthracen omkring BAC, for de øvrige var medianen en faktor 10-20 over BAC. De fleste prøver var under EAC^{lav} , så der forventes ikke effekter, på nær for anthracen, hvor 13% ligger imellem EAC^{lav} og $\text{EAC}^{\text{høj}}$, dvs. risiko for effekter kan ikke udelukkes. SFT har kun grænser for benz(a)pyren og ΣPAH , og for benz(a)pyren er disse i god overensstemmelse med OSPAR's EAC-værdier. For summen var hovedparten af prøverne moderat forurenede med PAH (klasse II). For organoklorforbindelser var hovedparten af $\gamma\text{-HCH}$ og DDE under EAC^{lav} (ingen effekter forventes), men 85% af ΣPCB_7 prøver var over EAC^{lav} , endog en prøve i sandmusling over $\text{EAC}^{\text{høj}}$, og det kan ikke udelukkes at der er risiko for effekter. Dette stemmer nogenlunde overens med SFT tilstandsklasser for de klorerede forbindelser, der findes til klasse I (ubetydeligt forurenede), dog var kun 15% af ΣPCB_7 moderat forurenede. Sammenholdt med BAC var kun

14% under denne, og maksimalværdien var ca. 10 gange over BAC. For TBT er 5% under EAC^{høj}, men 95% "uforurenet" efter SFT. Der er ikke udviklet vurderingskriterier for PBDE endnu.

I fødevarer bekendtgørelsen (*Fødevarerstyrelsen 2005a, b*) findes kun en relevant grænseværdi for PAH'en benzo(a)pyren ($2 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt i muslinger). Denne var overskredet i 2-3 af prøverne i de inderste dele af Odense Fjord og i 2006 ved Karrebæk Fjord. Medianværdien for benzo(a)pyren var 0,8 med niveauer mellem 0,2 og $5,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt.

Supplerende stoffer i 2005

NOVANA-programmet var i 2005 suppleret med analyse af phthalater og dioxin i 61 muslingeprøver. Der blev fundet diisononylphthalat (DINP), di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), dioctylphthalat (DOP) og dibutylphthalat (DBP) i henholdsvis 100%, 90%, 77% og 15% af prøverne. Phthalater er således udbredte i hele landet, og forekomsten af de enkelte typer er vist i figur 13.1. Niveaulet omkring Jylland og Fyn var rimelig ens, mens der især i Køge Bugt og Roskilde Fjord/Isefjord samt Karrebæk Fjord, blev fundet høje værdier af DEHP. Samtidig fandtes DBP kun i Øresund, Køge Bugt og Roskilde Fjord/Isefjord. DOP blev fundet især i sandmuslinger ved Ringkøbing. En sammenstilling af data fra Miljøstyrelsen (2007 pers. komm. K.D. Laursen) af resultater fra punktkildeprogrammet viste, at et større antal rensningsanlæg har udledning til Øresund og de sjællandske fjorde. Den største mængde phthalat i udløb stammer fra et sjællandsk rensningsanlæg ved Øresund. Men der er også relativt store udledninger af phthalater ved de større jyske og fynske byer.

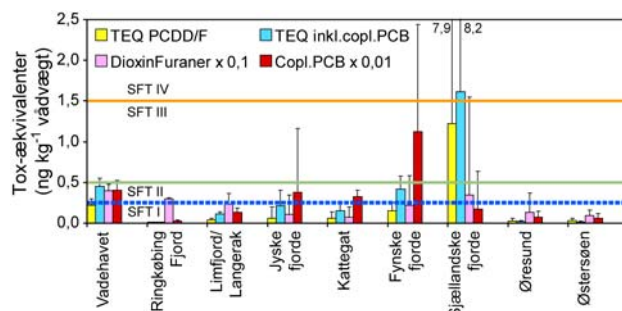


Figur 13.1 Phthalater i muslinger for danske områder ($\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) med middelværdier for de enkelte typer. De sorte fejlbarer angiver maksimal sum af phthalater i området (i tilfælde over $800 \mu\text{g kg}^{-1}$ som tal).

Dioxiner, furaner og coplanare PCB'er er giftige i meget lave koncentrationer for både mennesker og dyr. SFT tilstandsklasserne I-V ligger på $<0,2 - >3 \text{ TEQ ng kg}^{-1}$. TEQ er en række vægtningsværdier, der ganges på de enkelte dioxiner for at sammen-

ligne giftigheden med 2378-TCDD og 12378-PeCDD som basis.

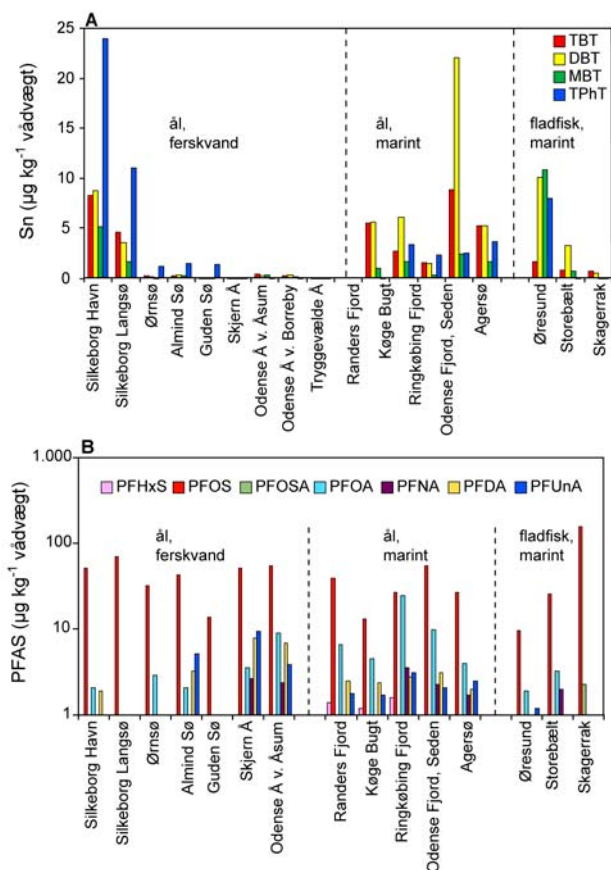
Koncentrationerne i muslinger (figur 13.2) svarede i de fleste områder til "ubetydeligt forurenet" (70%), men var "moderat forurenet" i 25% af prøverne, især Vadehavet og sjællandske fjorde, hvor 5% fra Karrebæk Fjord og Smålandsfarvandet var "markant" (1 prøve) eller "meget stærkt forurenet" (3 prøver med TEQ over 3 ng kg^{-1}). Toksiciteten i Karrebæk/Smålandsfarvandet skyldes således især tilstedeværelsen af 12378-PeCDD, der udgør 94-99% af TEQ-værdien. De to mest toksiske dioxiner udgjorde mere end 80% af toksiciteten i alle prøver med TEQ over $0,4 \text{ ng kg}^{-1}$. Den højeste tilladte TEQ-grænseværdi for fisk ifølge *Kommissionens forordning 199/2006* er 8 ng kg^{-1} (12 for ål). Den højeste coplanare PCB-koncentration blev fundet i sandmuslinger på station 1 i Odense Fjord, hvor de højeste CB77-målinger fandtes generelt. Dioxiner er en af årsagerne til, at *Fødevarerstyrelsen (2007)* anbefaler, at kvinder i den fødedygtige alder højst spiser fede fisk fra Østersøen 1 gang om måneden.



Figur 13.2 Dioxiner, furaner og coplanare PCB'er i danske områder både som toks.-ekvivalent og sum (ng kg^{-1} vådvægt). Bemærk at dioxin/furan-summen er 10 gange højere og de coplanare 100 gange højere end aflæsning på skalaen. SFT tilstandsklasser for $\text{TEQ}_{\text{PCDD/F/D}}$ er angivet; bemærk at klasse V er 3 ng kg^{-1} vådvægt. De sorte fejlbarer angiver maksimalværdien for området (i tilfælde over $2,5 \text{ ng kg}^{-1}$ som tal).

NOVANA og NMR screeningsundersøgelser

Under NOVANA-programmet udføres hvert år screeningsundersøgelser af nye udvalgte stoffer, der ikke indgår i programmet, men fx i forbindelse med *vandrammedirektivet* giver anledning til særlige undersøgelser. I 2005 blev PFAS og organotin (*Strand et al. 2007*) udvalgt til screening i såvel ferskvand som det marine miljø (figur 13.3). Der har siden 2001 ligeledes været udført en del nordiske undersøgelser med støtte fra Nordisk Ministerråd (NMR); i perioden 2004-2005 drejer det sig om PFAS (*Kallenborn et al. 2004*), muskstoffor (*Mogensen et al. 2004*) og siloxaner (*Kaj et al. 2005*). I alle NMR screeningerne indgår prøver fra Roskilde Fjord og Øresund ud for København.



Figur 13.3 NOVANA screeningsundersøgelse – indhold af organotin (A) og PFAS (B) i fiskelever fordelt på marint og ferskvand samt ål og fladfisk (fra Strand et al. 2007).

Organotin har længe været en del af det marine program, men med screeningsundersøgelsen er potentielle tilførsler fra punktkilder og ferskvand kortlagt. Organotin anvendes udover som antibegroning også som additiv i bl.a. plastprodukter og er tidligere anvendt som fungicid og biocid. Screeningen fandt TBT, triphenyltin (TPhT) og octyltin i tilløb til rensningsanlæg, men lavere i udløb (kun MBT og et tilfælde af DBT påvist i udløb), så rensningsanlæg tilbageholder eller nedbryder en del organotinforbindelser. TPhT findes i både ferskvandsfisk og marine fisk, men om det er fra tidligere eller nyere anvendelse som fungicid i landbrug eller som antibegroingsmiddel i skibsmaling, der er hovedkilden, kunne ikke afgøres.

Ifølge produktregistret anvendes der årligt 8-16 tons PFAS i Danmark, fortrinsvis til overfladebehandling af industriprodukter, i rengøringsmidler og tidligere som skummiddel til brandslukning.

NOVANA screeningsundersøgelsen kunne ikke påvise PFAS i nogle af de undersøgte 14 sediment- og 9 muslingeprøver, men fandt derimod PFAS i fiskelever, der overskred en koncentration, hvor der ikke forventes effekter ($17 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) og kan derved udgøre en risiko for fx sæler. PFOS blev fundet i

alle 14 fiskeprøver fra hhv. marint ($9,5 - 156 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) og ferskvand ($13,7 - 70,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt). NMR-screeningen fandt de højeste koncentrationer i ferskvandsfisk (op til $707 \mu\text{g } \Sigma\text{PFAS kg}^{-1}$ vådvægt i gedde) og sæler (op til $1060 \Sigma\text{PFAS}$). I alle tilfælde er PFOS den mest fundne af de fluorerede forbindelser. I NMR-undersøgelsen blev der anvendt en mere følsom analysemetode, som påviste PFAS i sedimenter fra Færøerne, Finland og Sverige, fortrinsvis som PFOS eller PFHxA (>80% af sum), men også PFNA og PFHxS (<20%).

Tablet 13.2 Resultater fra NMR screeningsundersøgelser ($\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt). Se tekst for stofnavne.

Lokalitet/prøvetype: Roskilde Fjord / Ålekvabbelever

Polyfluorerede alkylsulfat			
	Indhold	Siloxan	Indhold
PFOSA	7,5	D3	<50
PFOS	60	D4	11
PFHxA	0,9	D5	<5
PFOA	1,0	D6	<5
PFNA	2,1		
PFDS	2,6		
ΣPFAS	74		

Lokalitet/prøvetype: Øresund/ Skrubbelever

Polyfluorerede alkylsulfat			
	Indhold	Siloxan	Indhold
PFOSA	3,3-15	D3	90
PFOS	18-21	D4	13
PFHxA	<DL	D5	52
PFOA	<DL	D6	8,7
PFNA	0,8-1,3		
PFDS	<DL		
ΣPFAS	24-36		

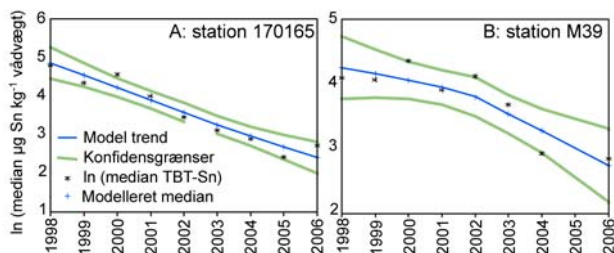
NMR-rapporten om siloxaner angiver anvendelsen af en bred vifte af produkter fra kosmetiske og kemiske over additiver til brændstof, maling og lak, Danmark står for ca. halvdelen af forbruget i Norden med ca. 40 tons år^{-1} i 2000-2004. De typer, der blev fundet i biota er hexamethylcyclotrisiloxane (D3), octamethylcyclotetrasiloxane (D4), decamethylcyclopentasiloxane (D5), og dodecamethylcyclohexasiloxane (D6), ud af de 8 siloxaner, der indgik i undersøgelsen, hvoraf kun den mest flygtige ikke blev fundet i spildevandsslam. For sediment blev alle 3 typer fundet i Roskilde Fjord i ekstrem høj koncentration ($2.300 \mu\text{g kg}^{-1}$ tørstof, mest D5 fulgt af D4 og D6), ca. det dobbelte af det højeste fund i spildevandsslam fra Lynetten. I fiskelever blev relativt lave koncentrationer fundet (tabel 13.2). Der blev også fundet siloxaner i sælever ($20-40 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt).

Muskstoffer er duftstoffer, der anvendes i bl.a. kosmetik, rengørings- og rensningsmidler. Screeningen omfattede 6 polycykliske og 3 nitro-musk forbindelser. Galaxolide (HHCB) og tonalide (AHTN) er de mest

påviste i spildevandsslam, hvorimod celstolide (ADBI) er det mest påviste i blåmuslinger. Selv om musk-stoffer blev påvist i 11 ud af 20 nordiske muslinge-prøver, er der i de 6 danske prøver kun påvist AHTN i Vadehavet og Odense Fjord; i sidstnævnte påvistes også phantolide (AHDI) – men i alle tre tilfælde under kvantifikationsgrænsen. ADBI findes derimod i finske og islandske blåmuslinger i målbare niveauer. HHCB og AHTN kan transporteres med luften, og blev fundet i 5 af 23 regnvandsprøver (12-35 ng l⁻¹). Der var 2 fund af HHCB i Danmark ved Ulfborg og Roskilde.

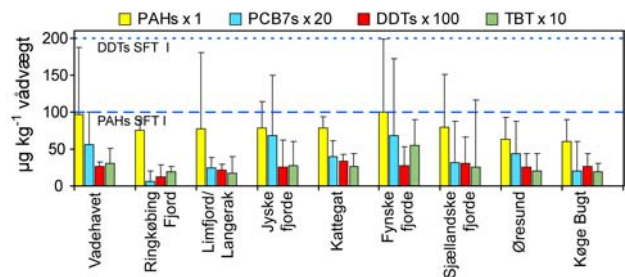
Udviklingen for de miljøfarlige stoffer

I *Strand et al. (2004)* blev den tidlige udvikling af koncentrationerne af miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk fra NOVA-programmet evalueret. Efter denne evaluering har EU forbudt anvendelsen af TBT-holdig bundmaling i 2003. Der er derfor foretaget en ny tidstrendanalyse for TBT på NOVA og NOVANA data, som viste, at af de 19 stationer, der har 5 eller flere års data, var koncentrationen på de 8 stationer nedadgående, og ingen udviste stigende tendenser. For en del af stationerne viste udviklingen et "knæk" omkring år 2003 (*figur 13.4B*). Der er også tegn på, at de biologiske effekter af TBT er faldende, se *kapitel 14*.



Figur 13.4 Eksempler på faldende TBT-koncentrationer i blåmuslinger fra Århus Bugt (A, st. 170165) og Storebælt (B, station M39), * angiver median koncentrationen det angivne år, + den modellerede værdi med 95% konfidensgrænser (se *Strand et al. 2004* for detaljer om den statistiske metode).

For de øvrige miljøfarlige stoffer er der ikke foretaget tidstrendanalyser, da der ikke er sket nogen ændring i lovgivningen, og for PBDE er der kun 3 års NOVANA-data. For PAH har *Hansen (2007)* gennemgået data fra 1998 - 2005, og fundet et jævnt koncentrationsniveau i muslinger (500 - 900 µg kg⁻¹ tørstof) med tendens til svagt, men ingen signifikante, faldende koncentrationer i de fleste områder. *Figur 13.5* illustrerer niveauerne i de forskellige områder for 2005 og 2006.



Figur 13.5 Summen af PAH, PCB og DDT samt TBT-tin i 2005 og 2006. (µg kg⁻¹ vådvægt). Bemærk kraftig skalering på PCB, DDT og TBT. SFT klasse I grænsen angivet for sum af PAH og DDT; ingen PCB er over klasse I. EAC^{høj}-værdien for TBT er 3-5 µg kg⁻¹ vådvægt (10 µg TBT-ion kg⁻¹ tørstof) men er ikke angivet på figuren. EAC findes kun for enkeltstoffer af PAH, PCB og DDT (se *tabel 13.1*) – ikke for summer som vist her.

Sammenfatning

- For de "almindelige" NOVA/NOVANA-stoffer var det fortsat TBT fulgt af PCB og enkelte PAH (anthracen), som gav anledning til overskridelser af EAC-grænser. For TBT sås faldende koncentrationer i mange områder, men 95% var over EAC^{høj}, så TBT har risiko for at give effekter (se *kapitel 14*). Efter SFT tilstandsklasser var PAH værre end PCB. En stor del af $\sum PCB_7$ lå over EAC_{lav}, så risiko for effekter i økosystemet kan ikke udelukkes.
- Dioxiner og phthalater er påvist i alle områder, og vil indgå i en ny supplerende undersøgelse i 2008. 69% af dioxinerne var "ubetydelig forurennet", 23% "moderat forurennet" (Vadehavet, fynske fjorde) og 8% var "markant" til "stærkt forurennet" (Karrebæk Fjord/Smålandsfarvandet).
- PFAS stofferne i fisk var på et niveau, som gør dem til kandidater for inddragelse i NOVANA enten som supplerende stoffer eller i det årlige program. Sediment og muslinger kan kun anbefales undersøgt i "særligt forurenede" områder med de nuværende detektionsgrænser.
- Der blev påvist spor af to typer muskstoffer i blåmuslinger fra Danmark. Der bliver i 2007/08 udført en screening for muskstoffer på sediment og vand i NOVANA-regi.
- Siloxaner blev påvist i skrubbe- og ålekvabbelever, men der er ingen vurderingskriterier og stofferne indgår pt. ikke i vandrammedirektivet eller OSPAR's stoflister.
- Grænseværdier for humant konsum var overskredet for benzo(a)pyren og dioxiner i det indre af Odense og Karrebæk fjord, og der er ikke målt dioxiner i fisk. Der kan dog også være andre grunde til, at muslinger ikke bør anvendes til humant konsum, se fx *kapitel 8* for bemærkninger om potentielt giftige alger i muslinger.

14 Biologisk effektmonitoring

Forskellige biologiske indikatorer kan anvendes til at vurdere om miljøfarlige stoffer udgør en risiko for dyrelivet i vores farvande.

I NOVANA-programmet undersøges bl.a. for skadelige effekter på reproduktion, herunder hormonforstyrrelser i havsnegle og fisk. Derudover anvendes også andre biomarkører for at identificere tidlige tegn på effekter i muslinger og fisk. Biomarkører anvendes som indikatorer til at afspejle de rumlige og tidlige variationer i kroniske påvirkninger, men afhængig af effekttype kan effekterne optræde med en betydelig tidsforsinkelse.

Visse biomarkører er stofspecifikke, fx TBT-effekter i havsnegle, samt til dels CYP1A enzymaktivitet i fisk som markør for effekter af bl.a. PAH. De andre biomarkører er mere generelle stressmarkører for den samlede påvirkning af de forskellige typer af miljøfarlige stoffer, der findes i havmiljøet.

Imposex og intersex i havsnegle

Forekomsten af imposex og intersex anvendes som biologiske markører for forureningen med miljøgiften TBT, der bl.a. har været anvendt i skibsmalinger. Undersøgelserne udføres hvert andet år og har i 2005 omfattet fire arter af havsnegle med forskellig følsomhed for TBT, hhv. alm. konk (*Buccinum undatum*), rødkonk (*Neptunea antiqua*), dværgkonk (*Hinia reticulata*) og alm. strandsnegl (*Littorina littorea*).

Imposex og intersex er to forskellige måder, hvorved unaturlige hormonforstyrrelser kommer synligt til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder at udvikle irreversible hanlige køns karakterer, der i værste fald kan medføre sterilitet, hvilket kan have stor betydning for populationerne. Graden af imposex, der er udviklet i snegle fra et område, beskrives med indekssværdien, VDSI, der er en midlet værdi af alle observerede imposexstadier. Tilsvarende beskrives graden af intersex med indekset ISI. I de undersøgte snegle er de maksimale værdier af VDSI og ISI 4,0.

Imposex i konksnegle i åbne farvande

Hos de mest følsomme arter forekommer imposex selv på stor afstand af havne i Nordsøen og Skagerrak; bl.a. hos rødkonk, hvor 30 - 100% (VDSI = 0,5 - 2,3) har udviklet imposex i Nordsøen og Skagerrak. Derimod har kun 71% (VDSI = 1,9) af de undersøgte

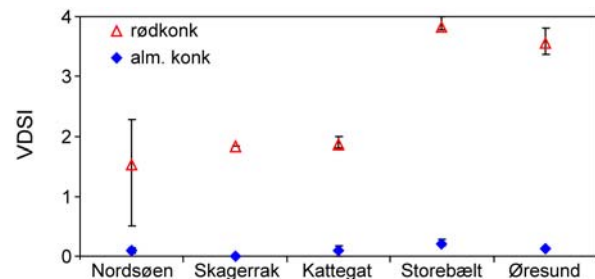
rødkonk hunner udviklet imposex i Kattegat, hvilket er et markant fald i forhold til de tidligere år.

Hos hunner af alm. konk har hhv. 0 - 12% (VDSI = 0 - 0,17) udviklet imposex i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat.

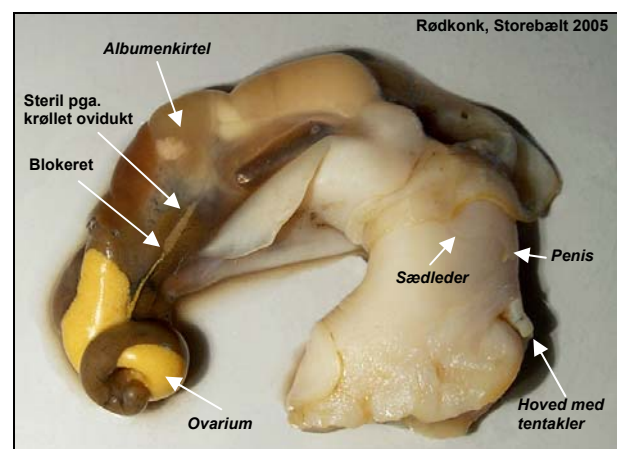
I Øresund og Storebælt har til gengæld 100% (VDSI = 3,4 - 4,0) af rødkonk og 12 - 24% (VDSI = 0,13 - 0,28) af alm. konk udviklet imposex (figur 14.1).

I Storebælt vurderes op mod 10% af hunnerne af rødkonk at være sterile pga. særligt fremskredne imposexstadier, der medfører en blokering af æggelederen (ovidukten) og forhindrer, at ægceller kan føres fra ovariet til albumenkirtlen (figur 14.2).

I alt er der undersøgt 1.087 alm. konk og 363 rødkonk i 2005 fordelt på 15 stationer, hvoraf ca. 50% er hunner.



Figur 14.1 Intensiteten af imposex i rødkonk og alm. konk i 5 forskellige farvandsområder i 2005 (middel, min. og maks).



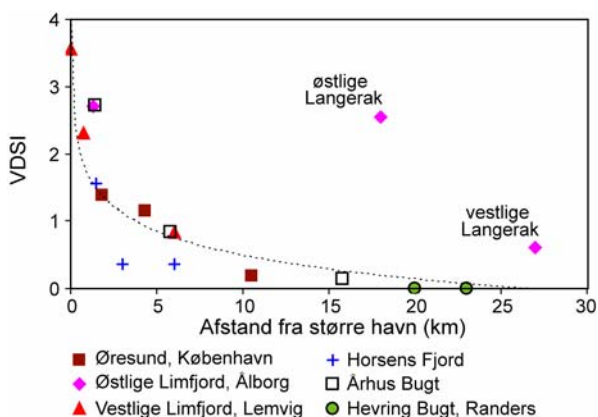
Figur 14.2 Ca. 10% af hunner af rødkonk er sterile i Storebælt, da æggelederen blokeres/krølles ved særligt fremskredne stadier af imposex. Æggelederen ligner her næsten en seminal visikel, som ellers kun findes hos hanner.

FOTO: JAKOB STRAND

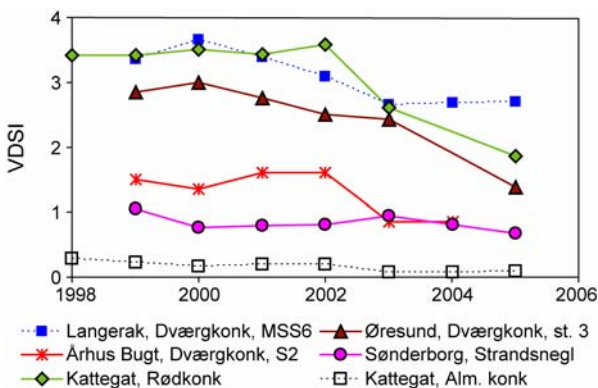
Imposex i konksnegle i kystnære farvande

Dværgkonk blev undersøgt for imposex i Ringkøbing, Århus, Vejle, Københavns og Nordjyllands amter. Her har mellem 30% og 100% af hunnerne havde udviklet imposex med VDSI = 0,4 - 3,6 i en afstand op til 6 km fra havnene. Til sammenligning havde 0 - 48% udviklet imposex med VDSI = 0 - 0,6 i en afstand på mere end 10 km, med én undtagelse 18 km fra Ålborg i sejlrenden Langerak, hvor 100% (VDSI = 2,5) havde imposex (figur 14.3).

Intensiteten af imposex er dog - ligesom TBT-niveauer i muslinger, se kap. 13 - begyndt at aftage i flere områder som tegn på en faldende forurening med TBT i havmiljøet pga. en aftagende brug af TBT i skibsmalinger (figur 14.4).



Figur 14.3 Intensiteten af imposex i dværgkonk aftager tydeligt med afstanden til nærmeste større havn. Data er fra 2005, undtagen Århus Bugt, der er fra 2004.

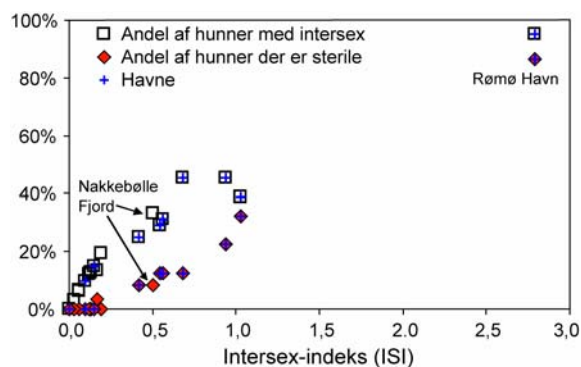


Figur 14.4 Ved flere stationer, både i kystnære og åbne farvande, begynder der i de senere år at være et fald i imposex-niveauerne som tegn på, at udfasningen af TBT også har en gavnlige effekt i havmiljøet.

Intersex i alm. strandsnegl i kystnære farvande

Alm. strandsnegl er undersøgt for intersex ved 17 stationer i Sønderjyllands, Vestsjællands og Fyns amter i 2005, hvoraf 9 er NOVANA-stationer.

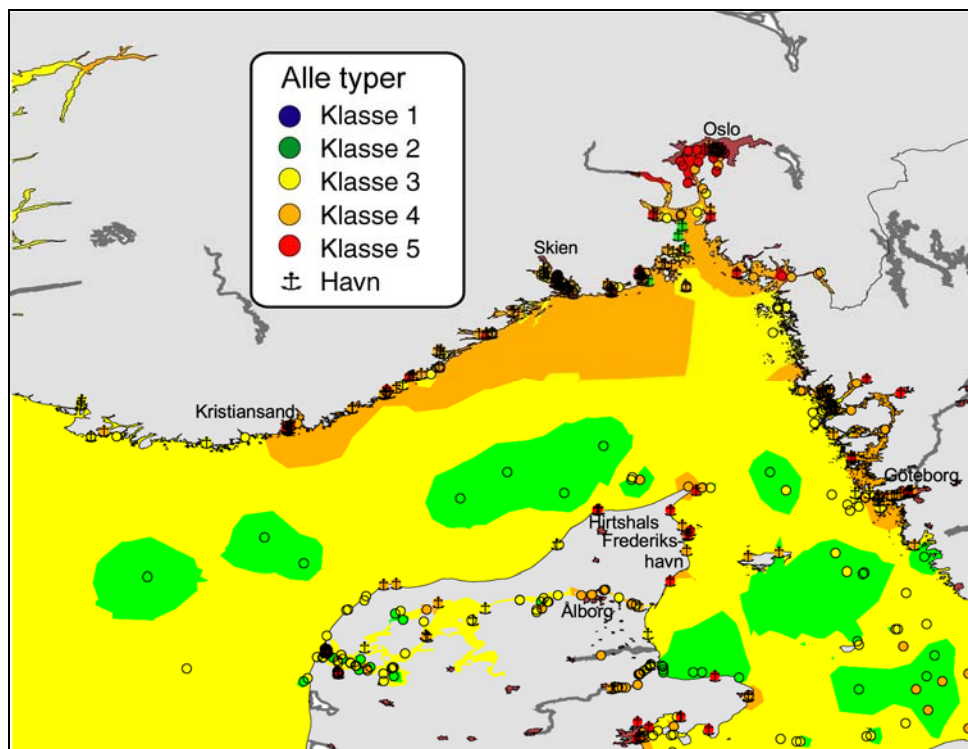
De højeste niveauer af intersex (ISI = 0,3 - 2,8) forekom især i umiddelbar nærhed af havne, hvor også forureningen med TBT må forventes at være særlig høj. Her var mange hunner også sterile pga. fremskredne stadier af intersex. Det skal bemærkes, at i den indre del af Nakkebølle Fjord på Fyn var 8% af hunnerne sterile, på trods af at sneglene var indsamlet på god afstand fra den lokale havn (figur 14.5).



Figur 14.5 Sammenhængen mellem intersex-index (ISI) og andelen af hunner med intersex i alm. strandsnegl fra forskellige kystnære stationer, samt hvor stor en andel af hunnerne, der er sterile. Sterile hunner fandtes især ved havne og mest ved Rømø havn. Data er fra 2005.

Miljøvurdering af TBT i Skagerrak og Kattegat

En nordisk undersøgelse har sammenstillet data for imposex/intersex med koncentrationsdata for TBT i havvand, sediment og muslinger og anvendt dem i en samlet tilstandsvurdering af fordeling og risiko af TBT i Skagerrak-Kattegat regionen (Strand et al. 2006). Vurderingen bygger på et kombineret fem-klasser system (tabel 14.1), der i klasse II afspejler kvalitetskriteriet for TBT på 0,2 ng/l fastsat i EU's vandrammedirektiv, hvorover TBT vurderes at udgøre en reel miljørisiko. En GIS-baseret modellering (figur 14.6) viser, at ingen områder, selv i åbne farvande, kan betegnes som værende uberørte af TBT (klasse I), og i de fleste kystnære områder vurderes TBT at være en væsentlig trussel for havmiljøet (klasse III - V).



Figur 14.6 GIS-baseret modellering af fordeling og risiko af TBT i Skagerrak-Kattegat regionen. Baseret på klassificeringssystemet i tabel 14.1 og data fra 1996 - 2005 (Strand et al. 2006). En god tilstand (grøn) forekommer hovedsageligt i de åbne dele af Skagerrak og i mindre grad i Kattegat.

Tabel 14.1 Kombineret klassificeringssystem af vurderingskriterier der danner grundlag for modellering af risikoniveauet af TBT i Skagerrak-regionen (figur 14.6). Koncentrationsniveauerne i muslinger og sediment er ekstrapoleret ud fra bl.a. kvalitetskriterier, herunder EQS, i EU's vandrammedirektiv. (ts: tørstof). Fra Strand et al. 2006.

Klasser	I	II	III	IV	V
TBT i havvand (ng TBT l ⁻¹)	tæt på nul	<0,2 (<EQS)	0,2 - <1,5	1,5 - 15	>15
TBT i musling (µg TBT kg ⁻¹ ts)	tæt på nul	<20	20 - <150	150 - 1500	>1500
TBT i sediment (µg TBT kg ⁻¹ ts)	tæt på nul	<2	2 - <50	50 - 500	>500
VDSI i purpursnegl	<0,3	0,3 - <2	2 - 4	>4 - >5 (sterile)	Forsvundet
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+
Risikokvotient	<0,1	0,1 - <1	1 - <15	15 - 150	>150

Lysosomal stabilitet i muslinger

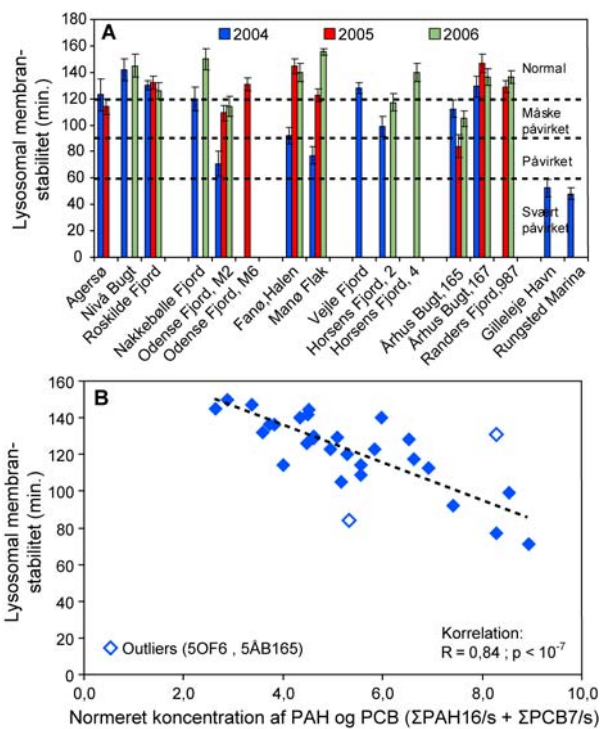
Som et udtryk for blåmuslingers (*Mytilus edulis*) sundhedstilstand er den lysosomale stabilitet undersøgt ved at måle tiden for destabilisering af membraner (neutral red retention, NRR) på celler i muslingernes hæmolymfe. Den lysosomale membran-

stabilitet kan anvendes som en følsom, men generel stressmarkør for tidlige celleskader, som kan være forårsaget af forskellige typer af miljøfarlige stoffer.

Undersøgelserne udføres hvert år på visse kystnære stationer, der også indgår i overvågningen af miljøfremmede stoffer og metaller se kapitel 12 og 13.

I de fleste områder udviser muslingerne ikke tegn på at være påvirkede (middelværdi >120 min.). Sikre tegn på påvirkede muslinger (<90 min.) er kun fundet i Odense Fjord 2004, Vadehavet 2004 (i forbindelse med oliespild ved Esbjerg) og Århus Bugt 2005 og i et par udvalgte havne i 2004 (figur 14.7A).

Sammenholdes den lysosomale membranstabilitet med sammenhørende koncentrationer af en række miljøfarlige stoffer målt i muslingerne, tyder det på, at især en kombination af organiske miljøgifte, som PAH og PCB har stor betydning for muslingernes sundhedstilstand (figur 14.7B). Der er også testet for korrelationer med andre faktorer som salinitet, konditionsindeks, tungmetaller, pesticider og TBT, men de har på ingen måde samme forklaringsgrad.



Figur 14.7 A) Den lysosomale membranstabilitet i blåmuslinger i kystnære danske områder (middelværdi af 10 muslinger \pm S.E.). B) Den lysosomale membranstabilitet i muslinger aftager med stigende koncentration af en kombination af organiske miljøgifte som PAH og PCB målt i muslingerne. Data er fra NOVANA 2004-2006. (s: standardafvigelse af alle data, 5OF6: Odense Fjord, st. 6, 2005, 5ÅB165: Århus Bugt, st. 165, 2005).

Effektundersøgelser i ålekvabbe

Ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) er siden 2004 anvendt i NOVANA som indikator for, om der forekommer effekter af miljøfarlige stoffer på kystnære fisk. Ålekvabbe er velegnet, da den anses som en stationær fisk og er udbredt i danske kystnære områder. 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 – herunder forekomst af fejludviklede unger – let undersøges. De undersøgte effekter er ikke alle stof-specifikke men kan skyldes påvirkninger fra en række forskellige miljøfarlige stoffer, alene eller i kombination.

De voksne ålekvabber undersøges desuden for andre biologiske parametre. Udover almindelige mål som længde, lever- og gonade-somatisk indeks, undersøges de bl.a. også for aktiviteten af afgiftning-enzymmer (CYP1A, målt som EROD) som et mål for påvirkning af stoffer som PAH og dioxiner.

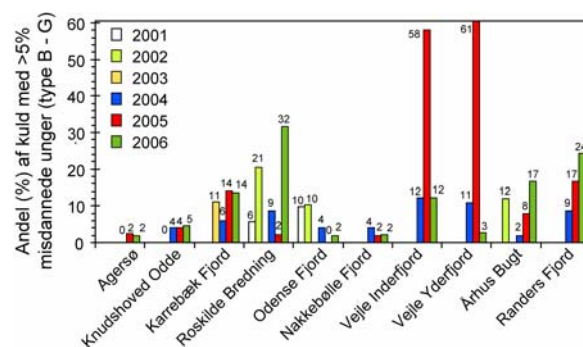
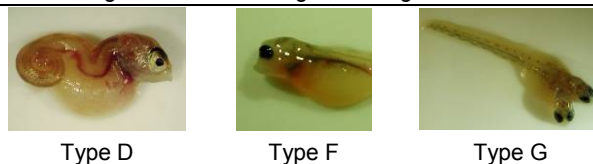
Effekter på ålekvabbens unger

Mange typer af misdannelser forekommer blandt ålekvabbens unger i de danske farvande (tabel 14.2). Der var betydelige variationer mellem de enkelte år.

Især i Vejle Fjord 2005, men også i Århus Bugt og Randers, Roskilde og Karrebæk fjorde blev der i 2005 og 2006 fundet en øget forekomst af misdannelser, dvs. type B-G, (defineret ved $>5\%$ pr. kuld) i mere end 10% af kuldene (figur 14.8, tabel 14.2). I disse områder synes misdannelser af ålekvabbens unger at være særligt hyppige, og disse områder er generelt kendetegnet ved at være kystnære områder med en øget menneskelig påvirkning. Det er derfor sandsynligt, at disse effekter skyldes påvirkning af miljøfarlige stoffer herunder dioxiner, PAH eller andre hormonforstyrrende stoffer (Stuer-Lauridsen et al. 2007). Til sammenligning er forekomsten af misdannet yngel i mindre forurenede områder af Østersøen, herunder ved Agersø, betydeligt lavere, idet kun 0-5% af kuldene har en øget forekomst ($>5\%$) af type B-G (Stuer-Lauridsen et al. 2007).

Tabel 14.2 Klassificering af fejludviklet fiskeyngel.

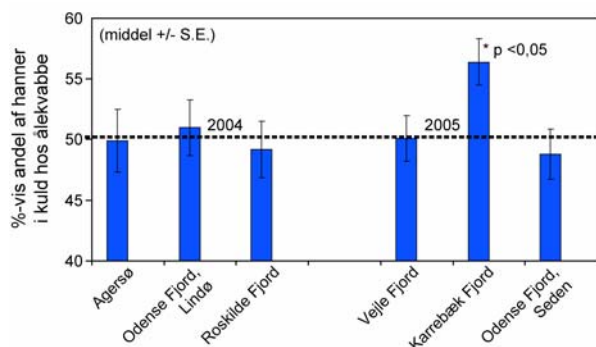
Type	Beskrivelse
0	Tidligt døde unger (<10 mm)
A	Sent døde unger uden misdannelser (>10 mm)
B	Misdannelser i blommesæk eller indvolde
C	"Knæk" på rygrad eller hale
D	Spiralformet rygrad
E	Defekt på øjne eller helt manglende øjne
F	Misdannelser i hovedet
G	Sammenvokset eller siamesiske unger
H	Andre abnormiteter fx kalcificerede unger
I	Signifikant mindre unger, "dværgvækst"



Figur 14.8 Forekomst af kuld hos ålekvabbe med en øget forekomst ($>5\%$) af misdannede unger fra kystnære områder. 2003-2006 data: NOVANA, og 2001-2002: Strand et al. 2004B.

Supplerende undersøgelser af kønsfordeling blandt ålekvabbens unger er foretaget i 6 områder i 2004 og 2005, hhv. i Storebælt, Odense Inder- og Yderfjord, Roskilde Fjord, Vejle Fjord og Karrebæk Fjord. Kun

i Karrebæk Fjord, tæt ved udledning fra rensningsanlæg, er der hidtil fundet en signifikant overvægt af hanner i kuldene. (figur 14.9). En skæv kønsratio kan ses som tegn på en kraftig påvirkning af hormonforstyrrende stoffer. Svenske undersøgelser har tidligere vist, at skæve kønsfordelinger med op til 61% hanner blandt ynglen kan forekomme i forurenede områder af Østersøen (Larsson & Förlin 2002).



Figur 14.9 Kønsratio i kuld fra ålekvalbe indsamlet i 6 kystnære NOVANA-områder i 2004 og 2005. I hvert område er der undersøgt 50 unger fra 10-15 kuld.

Enzymaktivitet (CYP1A, cP450) i voksne ålekvalbe

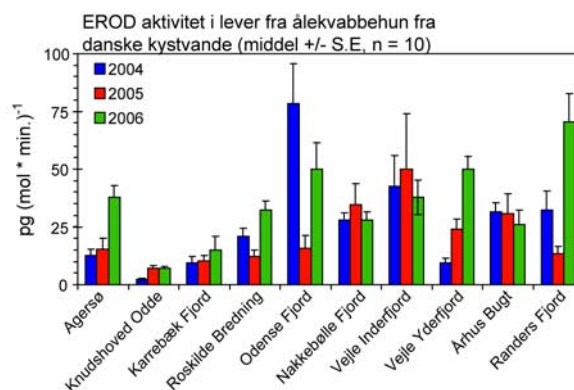
I alle fisk findes afgiftsnyer, som indgår i den oxidative nedbrydning, kaldet Fase-I-enzym. Disse enzymer kan, udover at omdanne en del af organismens egne stoffer, også omdanne organiske miljøfarlige stoffer såsom PAH og dioxinlignende stoffer, så de bliver mere vandopløselige og nemmere at udskille. En vigtig egenskab ved disse enzymer er, at de er inducérbare, dvs. at aktiviteten øges som respons på en stigende påvirkning. Denne egenskab gør enzymaktiviteten, bl.a. af CYP1A-systemet (målt som EROD aktivitet), brugbar som biomarkør.

En forhøjet enzymaktivitet kan desuden ses som et tidligt tegn på en skadelig påvirkning, idet det imidlertid også kan medføre en øget produktion af reaktive metabolitter med særlig høj toksicitet, fx epoxider af PAH, der kan have mutagen og kræftfremkaldende virkning ved, at de skader DNA.

Undersøgelser af EROD-aktivitet i voksne hunner af ålekvalbe har siden 2004 vist, at der er betydelige variationer mellem forskellige kystnære områder, men også at der er betydelige år til år variationer (figur 14.10). De højeste EROD-aktiviteter er fundet i ålekvalbe fra Odense, Vejle og Randers fjorde, hvilket kan indikere en øget belastning her. Der synes dog ikke at være en direkte sammenhæng til fore-

komsten af misdannede unger. De laveste aktiviteter af EROD er generelt fundet i de formodede referenceområder som Agersø og Knudshoved Odde.

Supplerende undersøgelser vil i de kommende år forsøge mere direkte at sammenkæde enzymaktiviteten med målinger af dioxin og PAH.



Figur 14.10 EROD-aktivitet som mål for CYP1A i leveren fra hunner af ålekvalbe fra 10 kystnære områder.

Sammenfatning

Hormonforstyrrelser af TBT i form af imposex og intersex i havsnegle, er stadigvæk meget udbredte i både de kystnære og åbne danske farvande. Der er dog sammenlignet med tidligere år fundet aftagende imposexniveauer som tegn på, at udfasningen af TBT har en gavnlig effekt i havmiljøet. En samlet vurdering viser dog, at TBT især i de kystnære områder og i de åbne indre farvande stadigvæk udgør en væsentlig trussel for havmiljøet.

Undersøgelser af den lysosomale membranstabilitet som mål for blåmuslingers sundhedstilstand viser, at muslinger i de fleste kystnære områder har det godt. I enkelte områder, og kun i visse år, er der fundet effekter, der især synes at skyldes forhøjede niveauer af organiske miljøgifte som PAH og PCB.

Undersøgelserne af ålekvalbe har vist betydelige forskelle mellem områder, men også mellem de enkelte år. De højeste effektive niveauer på unger og CYP1A forekommer generelt i kystnære områder, hvor der er en øget menneskelig påvirkning. Dette tyder på, at effekterne skyldes miljøfarlige stoffer, hvor der også er variationer mellem de enkelte år. Der kræves dog yderligere undersøgelser af ålekvalbe og bl.a. deres reproduktion for at kunne identificere de årsager, der har medført de observerede effekter.

Del 3 – Fokusrapportering

Siden 2001 har den årlige vurdering af miljø- og naturforholdene i de danske farvande indeholdt korte tematiske kapitler. Denne fokusrapportering har gjort det muligt at analysere data og problemstillinger grundigere.

I år sættes der fokus på følgende to temaer:

- Udvikling i planktonalger i de indre farvande
- Effekter af miljøfarlige stoffer i havet

Med NOVA-programmet kom miljøfarlige stoffer i 1998 ind i den nationale miljøovervågning, og i NOVANA-programmet er der lagt mere fokus på naturkvalitet end i tidligere programmer, hvor hovedvægten var på eutrofiering, dvs. næringsstoffer og deres virkning i vandmiljøet. Det første tema udspringer af den øgede fokusering på naturkvalitet, mens det andet tema udspringer af en øget fokusering på miljøfarlige stoffers effekter på økosystemniveau i samspil med andre faktorer som eutrofiering og klimatiske forhold.

Planktonalger (fytoplankton) indgår som et af de biologiske kvalitetselementer, der skal anvendes til vurdering af miljøtilstand iflg. Vandrammedirektivet (VRD). Foreløbig er det kun lykkedes at interkalibrere anvendelsen af klorofyl *a* som en indikator for den samlede fytoplanktonbiomasse på tværs af EU-landene. I VRD er det dog specificeret, at sammensætningen af fytoplankton skal indgå i den fremtidige vurdering af vandområdernes tilstand. Det første fokusafsnit drejer sig om udviklingen i både den samlede biomasse af planktonalger og i fore-

komsten af algegrupper og væsentlige arter siden overvågningen af planktonalger startede i 1979. Desuden inddrages historiske data for at illustrere udviklingen over en længere tidsperiode.

Det andet tema gør status over den nuværende viden om miljøfarlige stoffers effekter på marine økosystemer i samspil med andre påvirkningsfaktorer. Den manglende forventede forbedring af miljøtilstanden i vore farvande, efterhånden som tilførsel og koncentration af næringsstoffer er faldet, kan delvis skyldes, at effekter fra miljøfarlige stoffer interagerer med forhold som fx eutrofieringstilstand. Udover monitorering af miljøfarlige stoffer som et led i den nationale overvågning, sker der også en forskningsmæssig indsats for at opnå en større generel forståelse af miljøfremmede stoffers effekter på de marine økosystemer, og hvorledes interaktioner med fysisk/kemiske forhold udarter sig. En del af denne forskning præsenteres i fokusafsnittet "Effekter af miljøfarlige stoffer i havet".

Det har været tanken, at de mere omfattende analyser skal have en sådan substans, at de vil kunne skrives sammen til videnskabelige artikler i internationale tidsskrifter. Den første fokusartikel er således et forarbejde til en artikel i en temaudgave af *Journal of Sea Research* om fytoplankton tidsserier fra Europa og det østlige Nordamerika, baseret på en ICES Workshop i efteråret 2006. Den anden fokusartikel er en sammenfatning af akkumuleret viden baseret på et ph.d.-arbejde og pågående forskning, bl.a. på DMU.

15 Udviklingen i fytoplankton i Kattegat, Bælthavet, Sundet og den vestlige Østersø

Peter Henriksen

Udviklingen i den samlede biomasse og forekomsten af de dominerende algegrupper samt væsentlige arter blev undersøgt for seks stationer i Kattegat, Bælthavet, Sundet og den vestlige Østersø. Siden overvågningen af fytoplankton startede i 1979 er biomassen faldet signifikant. Faldet korrelerer med tilførslerne af kvælstof til de indre danske farvande, men også med stigningen i overfladevandets temperatur. Faldet i biomasse skyldes specielt mindre forårsopblomstringer i Kattegat og Bælthavet samt generelt lavere biomasser i sensommer-efterårsperioden på alle stationer. Kiselalger har gennemgående været den dominerende gruppe på alle stationer bortset fra den vestlige Østersø, men bidraget til den samlede biomasse har varieret betydeligt igennem overvågningsperioden. Årene 1987-1989 adskilte sig fra de øvrige ved usædvanligt høje biomasser og dominans af dinoflagellater. De væsentligste arter fundet i nettræk i hhv. forårs- og efterårsopblomstringerne omkring år 1900 er stadig blandt de dominerende arter i overvågningsperioden. Dog er der i de kvantitative undersøgelser siden 1979 blandt de dominerende arter fundet mange, som ikke blev registreret omkring år 1900, men som ville have været registreret selv med den daværende metode. Det er sandsynligt, at ændrede klima- og strømforhold vil kunne have ført nye arter af planktonalger til de indre danske farvande.

15.1 Introduktion

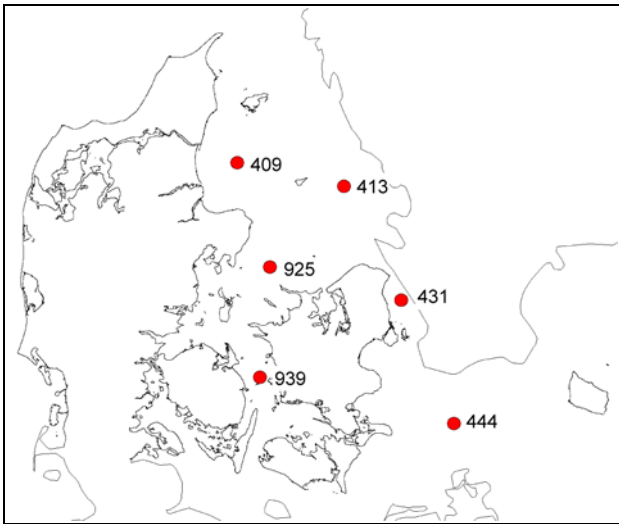
Planktonalger er basis for de pelagiske fødekæder i de marine områder. Biomassen af planktonalger er afhængig af tilstedeværelsen af næringsstoffer til vækst. Den tætte kobling mellem tilførsler af næringsstoffer og biomasse af planktonalger samt potentielle økologiske og økonomiske effekter af opblomstringer af toksiske planktonalger førte til rutinemæssige undersøgelser af planktonalger som en del af det marine overvågningsprogram fra 1979.

Indenfor specielt de sidste 10 år er klimaændringer og global opvarmning for alvor kommet på dagsordenen, og en række undersøgelser fra Nordsøen og Østersøen hhv. vest og øst for de indre danske farvande har påvist ændringer i mængden, sammensætningen og den årlige succession af planktonalger i relation til indekset for den Nordatlantiske Oscillation (NAO), der er et udtryk for det overordnede vejrsystem, der påvirker det Nordeuropæiske område (Reid *et al.* 1998, Edwards & Richardson 2004, Wiltshire & Manly 2004, Wasmund & Uhlir 2003, Alheit *et al.* 2005). Nogle af de beskrevne ændringer i planktonalgeforekomster har været et skift sidst i 1980'erne mod højere biomasser af længere varighed i Nordsøen (Reid *et al.* 1998) og højere biomasser i forårsopblomstringen i Østersøen (Alheit *et al.* 2005) med øgede bidrag til forårsbiomassen fra dinoflagellater (Wasmund & Uhlir 2003). I dette fokusafsnit undersøges, om det samme mønster genfindes i de danske overvågningsdata.

Fytoplankton indgår som et af de biologiske kvalitetselementer, der skal anvendes til vurdering af miljøtilstand iflg. Vandrammedirektivet (VRD). Foreløbig er det kun lykkedes at interkalibrere anvendelsen af klorofyl *a* som en indikator for den samlede planktonalge biomasse på tværs af EU-landene. I VRD er det dog specificeret, at sammensætningen af fytoplankton skal indgå i den fremtidige vurdering af vandområdernes tilstand, og dette fokusafsnit vil derfor dreje sig om udviklingen i både den samlede fytoplanktonbiomasse og i forekomsten af algegrupper og væsentlige arter siden overvågningen af fytoplankton startede i 1979. Desuden vil historiske kvalitative data blive inddraget for at illustrere udviklingen over en længere tidsperiode. De undersøgte stationer ligger i åbent vand og vil ikke skulle tilstandsvurderes iflg. VRD, men det forventes, at det marine strategidirektiv, der er under forhandling i EU og vil skulle dække åbne marine områder, vil medtage relevante kvalitetselementer fra VRD og derfor sandsynlig også kommer til at rumme planktonalger på lignende vis.

15.2 Materialer og metoder

Data om fytoplankton og vandkemiske parametre stammer fra seks stationer, der har indgået eller stadig indgår i vandmiljøplanens overvågningsprogram samt NOVA- og NOVANA-programmerne. Stationerne var/er placeret i den vestlige Østersø (st. 444), Øresund (st. 431), Storebælt (st. 939) og Kattegat (st. 409, 413 og 925) som illustreret i figur 15.1.



Figur 15.1 Placering af fytoplanktonstationerne.

Fytoplanktondata er baseret på integrerede vandprøver fra overfladen til 10m dybde optalt i omvendt mikroskop. Organismer er identificeret til art, slægt eller klasse (for små og uidentificerbare) og biomassen beregnet som beskrevet i overvågningsprogrammets tekniske anvisninger (http://www2.dmu.dk/1_om_dmu/2_tvaer-funk/3_fdc_mar/programgrundlag/TekAnv2004_2009/Del2/TA04_2_5_fytoplankton.pdf).

Similaritet og forskel mellem fytoplanktonprøver (enkelte prøver eller årsmidler opdelt på fytoplanktongrupper) blev undersøgt ved SIMPER-analyse (Primer software) af både 4.-ruds- og utransformerede data.

Målinger af Secchi-dybde stammer fra den marine database MADS og inkluderer data indsamlet under overvågningsprogrammerne samt historiske data fra ICES-databasen.

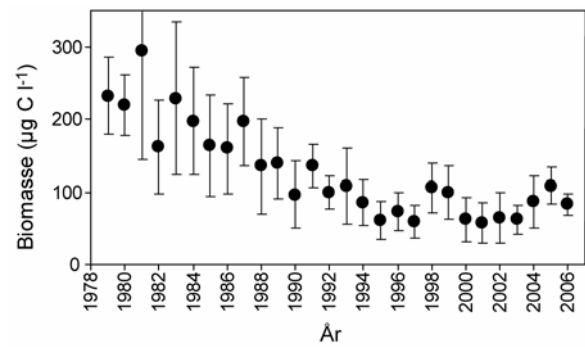
Estimer af kvælstoftilførsler til de indre danske farvande for perioden siden 1900 stammer fra Conley et al. (2007) opdateret til og med 2005.

15.3 Resultater

Arsbiomasser

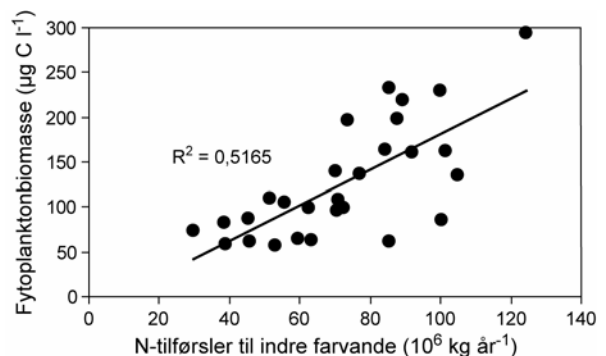
Der har siden overvågningsprogrammernes start på de enkelte stationer været et generelt fald i den samlede fytoplanktonbiomasse. Betragtes de seks stationer samlet, er den gennemsnitlige årsbiomasse faldet fra omkring 200 $\mu\text{g C l}^{-1}$ i perioden indtil midt i 1980'erne til ca. 100 $\mu\text{g C l}^{-1}$ eller mindre i perioden efter de tidlige 1990'ere (figur 15.2). Fra midt i 1990'erne har biomassen varieret fra år til år uden en overordnet tendens til fald eller stigning. Faldet i biomasse har været signifikant for hele perioden fra

1979 til 2006 ($P < 0,001$), men ikke for perioden efter 1990 alene.

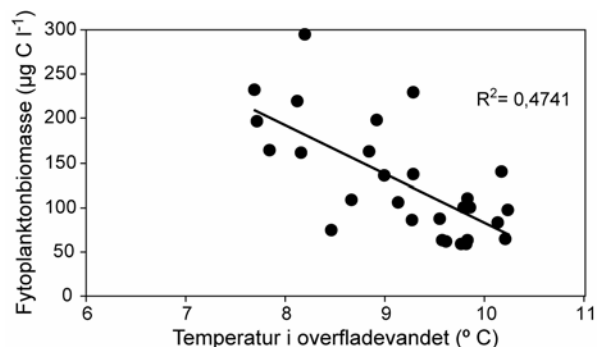


Figur 15.2 Årsbiomasser for samtlige stationer. Biomasserne er angivet som gennemsnit af alle stationer med standardafvigelse.

Faldet i fytoplanktonbiomasse har vist signifikant ($P < 0,001$) sammenhæng med tilførslerne af N til de indre danske farvande (figur 15.3). Desuden har der været en signifikant ($P < 0,001$) negativ sammenhæng mellem temperaturen i overfladevandet og biomassen af fytoplankton (figur 15.4).

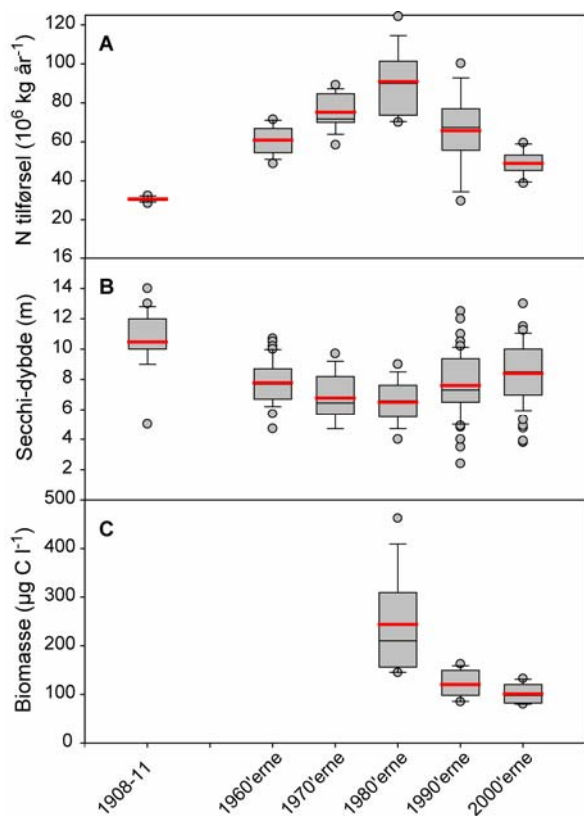


Figur 15.3 Sammenhængen mellem tilførsler af N til de indre danske farvande og årsbiomasser af fytoplankton for samtlige stationer i perioden 1979-2006. N-tilførslerne er opgjort for hydrologiske år fra og med juli det foregående år til og med juni det pågældende år.



Figur 15.4 Sammenhængen mellem temperaturen i overfladevandet i de indre danske farvande og årsbiomasser af fytoplankton for samtlige stationer i perioden 1979-2006.

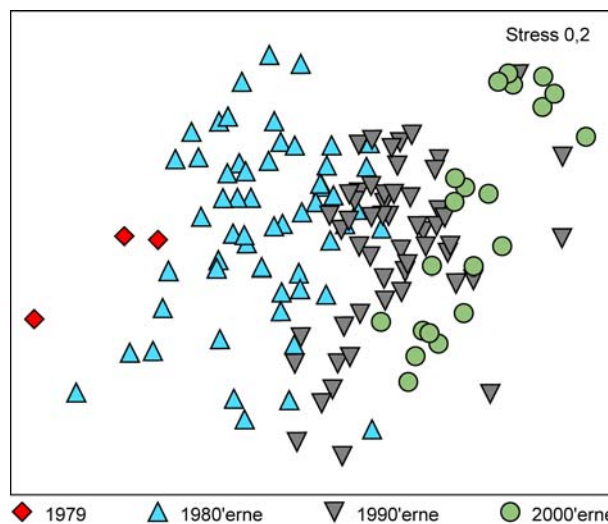
I modsætning til kvantitative fytoplanktondata, der først findes fra 1979, findes der målinger af Secchi-dybder fra det nordlige Kattegat fra årene 1908-11 samt fra fyrskibe i Læsø Rende, Ålborg Bugt og/eller Anholt Knob fra 1960'erne og 1970'erne. Secchi-dybden vil specielt i sommerperioden med generelt få perioder med hård vind være koblet til mængden af fytoplankton i vandet. Udviklingen i Secchi-dybden i det nordlige Kattegat siden starten af 1900-tallet afspejler tilførslerne af kvælstof til de indre danske farvande og i perioden siden 1979 stemmer udviklingen overens med ændringerne i biomassen af fytoplankton (figur 15.5).



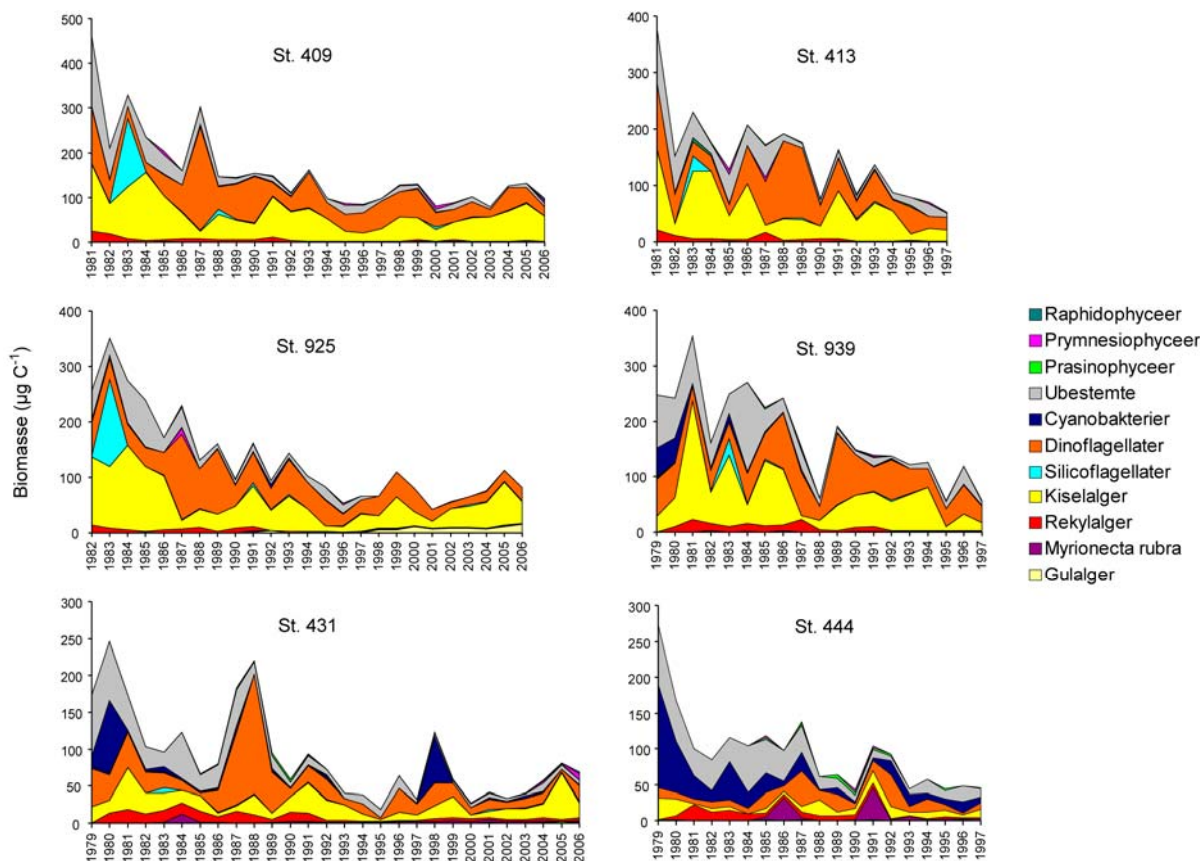
Figur 15.5 Udvikling i N-tilførsler til de indre farvande (A), sommer (maj-september) Secchi-dybde i det nordlige Kattegat (B) og fytoplanktonbiomasser på st. 409 i Ålborg Bugt (C). De grå kasser angiver 25-75% percentilerne, intervallet fra 10 til 90% percentilerne er angivet med tynde vandrette streger og cirkler angiver enkeltmålinger uden for disse intervaller. Røde linier angiver middelværdien.

Der er igennem overvågningsperioden sket en ændring i såvel biomasse som sammensætningen af fytoplankton (figur 15.6). Forskellen på hvilke fytoplanktongrupper, der har bidraget mest til biomassen gør sig desuden gældende stationerne imellem. Station 444 i Arkonabassinet har fra 1979 til 1997, hvor undersøgelserne stoppede på denne station, været præget af væsentlige bidrag fra cyanobakterier til biomassen (figur 15.7). Cyanobakterier bidrog også betydeligt til biomassen i Øresund og Storebælt i starten af 1980'erne og i Øresund desuden i 1998. Denne gruppe har ikke haft nogen kvantitativ betydning på stationerne i Kattegat.

På stationerne i Kattegat og i Øresund var årene 1987-1989 specielle ved meget høje biomasser af dinoflagellater og beskedne forekomster af kiselalger.



Figur 15.6 MDS-plot af fytoplanktonprøver fra alle seks stationer. Figuren er baseret på 4.-rodstransformerede årsbiomasser af fytoplanktonklasser.



Figur 15.7 Årsbiomasser af fytoplankton fordelt på grupper. Enkelte grupper med minimale bidrag til biomassen er udeladt. Ubestemte er hovedsagligt nanoplankton, der er vanskelige at identificere i mikroskop.

Månedsbiomasser og dominerende arter

Ved gruppering af data i dekader (1979-1989, 1990-1999 og 2000-2006) ses, at det overordnede fald i biomasse siden overvågningens start er afspejlet i generelle fald i månedsbiomasser. Mest markant er faldet i forårsbiomassen (marts måned) på stationerne i Kattegat og Storebælt samt i sommer-efterår (juli-oktober) ved Arkona, i Øresund og i Storebælt (figur 15.8). Samlet for alle stationer var faldet i forårsbiomassen signifikant fra 1980'erne til 1990'erne (ANOVA, $P < 0,001$), men ikke fra 1990'erne til perioden efter 2000. Fra 1990'erne til perioden efter 2000 var ændringerne i månedsbiomasser mindre udtalte og mest tydelige for august på st. 431, september-november på st. 409 og oktober-november på st. 925. For alle stationerne samlet faldt biomassen i perioden august-oktober signifikant fra 1980'erne til 1990'erne (ANOVA, $P < 0,001$) og videre fra 1990'erne til perioden efter 2000 (ANOVA, $P = 0,002$).

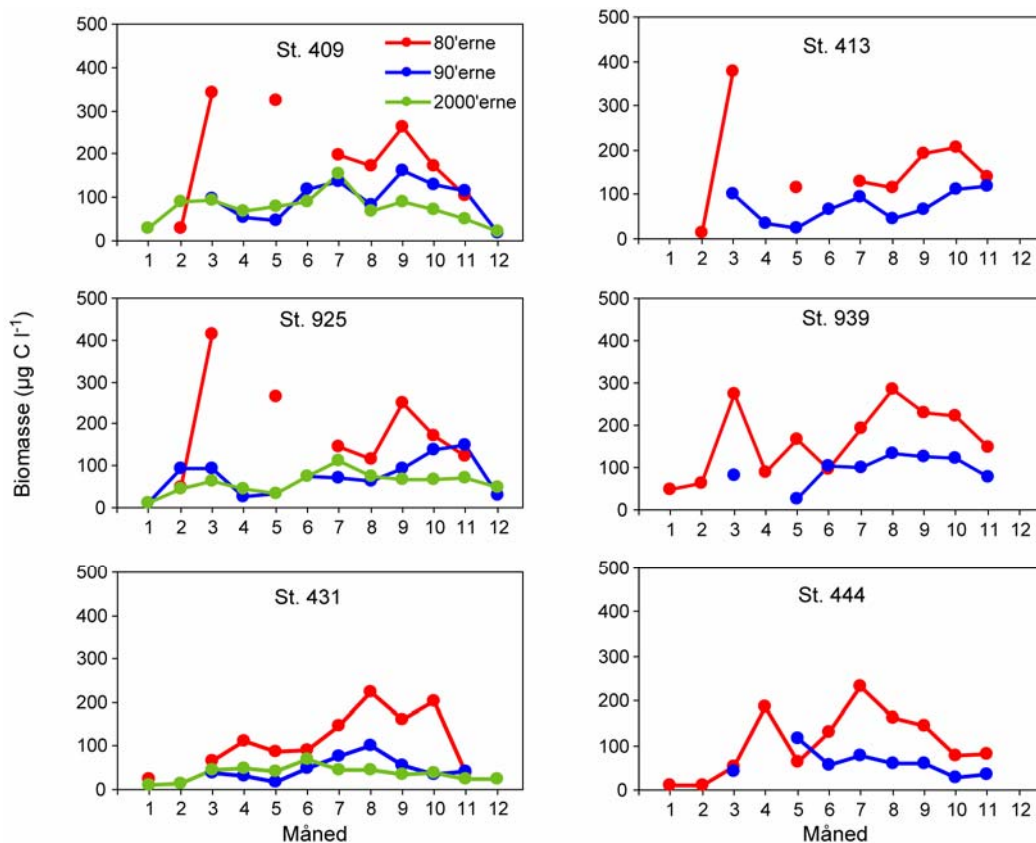
Similariteten mellem fytoplanktonprøver fra de tre dekader blev undersøgt for hhv. forårsperioden (marts) og efterårsperioden (august-oktober). De ar-

ter/slægter, der bidrog væsentligst til forskellen mellem de tre dekader var kiselalgerne *Detonula confervaceae*, *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira* spp., *Chaetoceros* spp., *Rhizosolenia fragillissima* og *Guinardia flaccida* samt dinoflagellaterne *Ceratium* spp. (specielt *C. tripos* og *C. furca*) og *Prorocentrum minimum*. Årstidsvariationen i forekomsten af disse arter samt yderligere to vigtige kiselalger, *Pseudo-nitzschia* spp. og *Cerataulina pelagica*, igennem overvågningsperioden er illustreret i figur 15.9. Typiske forårsarter er *Detonula confervaceae* og *Skeletonema costatum* samt *Thalassiosira* spp., der også forekommer sidst på året. Slægten *Chaetoceros* forekommer både forår og efterår, mens de øvrige arter overvejende er knyttet til den varme sommer-efterårsperiode.

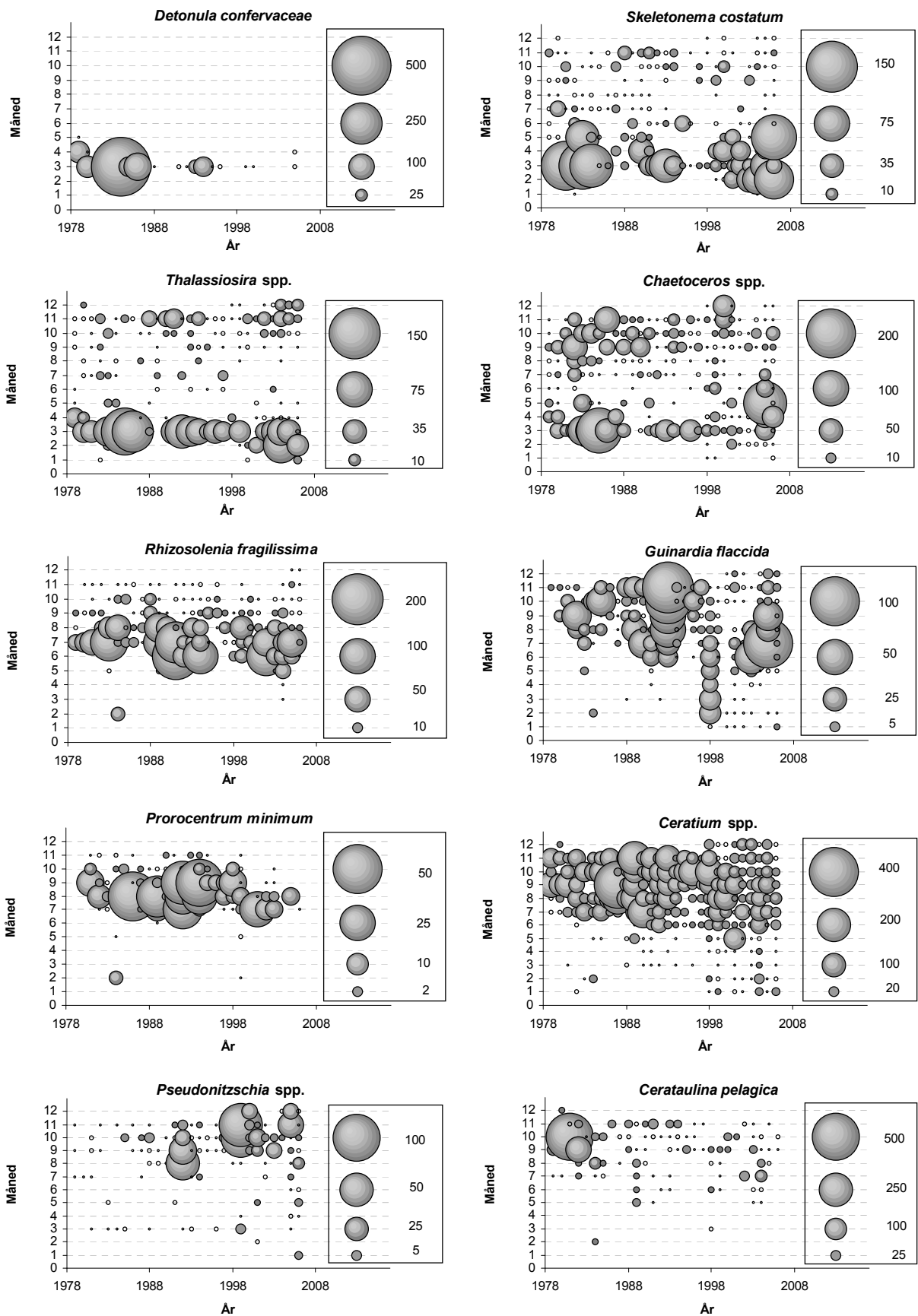
Forekomsten og biomassen af de enkelte arter har varieret siden starten af overvågningsperioden. Kiselalgerne *D. confervaceae*, *C. pelagica*, *S. costatum*, *Chaetoceros* spp. og *Thalassiosira* spp. forekom med høje biomasser i 1980'erne. De to førstnævnte, og specielt *D. confervaceae*, er efterfølgende kun fundet i beskedne mængder, mens forekomsten af de øvrige

har svinget væsentligt. *Pseudo-nitzschia* spp. er først fundet i høje biomasser efter 1990. *Prorocentrum minimum* blev første gang fundet i danske farvande i 1981 (Bjergskov et al. 1990) og dannede karakteristiske sensommeropblomstringer fra midt i 1980'erne til midt i 1990'erne. Herefter er den fundet i mindre mængder i juli-august. Slægten *Ceratium* er fundet igennem hele overvågningsperioden, men specielt

årene 1987-1989 var præget af meget store forekomster. Efter 1998 er *Ceratium* spp. fundet hele året med registrering af de højeste biomasser i perioden maj-november. Specielt de sidste fem år har været præget af ensartede forekomster af *Ceratium* spp. i disse måneder uden de tidligere års karakteristiske høje biomasser i enkelte måneder.



Figur 15.8 Gennemsnitlige månedsbiomasser af fytoplankton for hver dekade siden overvågningen af fytoplankton startede. Data fra 1979 er inkluderet i 1980'erne. Biomasser er kun afbildet hvis der var minimum to prøver den pågældende måned.



Figur 15.9 Sæsonmæssig forekomst af ti af de arter, der bidrog mest til forskelle imellem de tre dekader. Boblernes størrelse angiver den gennemsnitlige biomasse ($\mu\text{g C l}^{-1}$) for alle seks stationer den pågældende måned og år. Bemærk, at biomassen er skaleret forskelligt som angivet i boksene for hver art.

Tabel 15.1 Dominerende arter i hhv. marts og august-oktober. Data fra perioden 1897-1901 stammer fra *Ostenfeld (1913)* og undersøgelsen ved Ven i marts 1931 fra *Cleve-Euler (1937)*.

Rhiz. = Rhizosolenia, Chaet. = Chaetoceros, Thal. = Thalassiosira, Pseudo-nitz. = Pseudo-nitzschia, Gymnod. = Gymnodinium.

Marts 1899-1901	Ven, marts 1931	Marts 1980'erne	Marts 1990'erne	Marts 2000'erne
Chaetoceros sociale	Skeletonema costatum	Detonula confervacea	Thalassiosira sp.	Skeletonema costatum
Chaetoceros debile	Rhiz. heb. f. semispina	Skeletonema costatum	Skeletonema costatum	Coscinodiscus sp.
Chaetoceros diadema	Chaetoceros spp.	Thalassiosira levanderi	Detonula confervacea	Rhizosolenia setigera
Chaetoceros decipiens	Thalassionema nitzschioides	Porosira glacialis	Chaet. phaeoceros-gr.	Thalassiosira sp.
Chaetoceros holsaticum		Achnanthes taeniata	Thalassiosira levanderi	Thalas. nordenskiöldii
Skeletonema costatum		Chaetoceros debilis	Thalas. nordenskiöldii	Mesodinium rubrum
Thalas. nordenskiöldii		Chaetoceros wighamii	Eutreptiella sp.	Chaet. phaeoceros-gr.
Rhiz. heb. f. semispina		Thalassiosira sp.	Chaetoceros socialis	Gyrodinium spirale ^a
Rhiz. setigera		Chaetoceros socialis	Coscinodiscus sp.	Chattonella sp.
Chaetoceros spp.		Chaetoceros holsaticus	Mesodinium rubrum	Chaetoceros socialis
		Rhiz. heb. f. semispina	Rhizosolenia sp.	Protoperidinium pellucidum ^a
		Gymnodinium lohmannii ^a	Phaeocystis pouchetii	Coscinodiscus concinnus
August-oktober 1897-1900		August-oktober 1980'erne	August-oktober 1990'erne	August-oktober 2000'erne
Ceratium tripos		Ceratium tripos	Ceratium tripos	Ceratium tripos
Chaetoceros curvisetus		Gomphosphaeria sp. ^b	Karenia mikimotoi	Ceratium furca
Chaetoceros didymum		Cerataulina pelagica	Prorocentrum minimum	Proboscia alata
Ceratium fusus		Karenia mikimotoi	Rhiz. fragilissima	Ceratium fusus
Ceratium macroceros		Ceratium furca	Guinardia flaccida	Cerataulina pelagica
Proboscia alata		Prorocentrum micans	Nitzschia sp.	Rhiz. fragilissima
Chaetoceros schüttii		Ceratium lineatum	Ceratium fusus	Rhiz. delicatula
Chaetoceros contortum		Rhiz. fragilissima	Pseudo-nitz. seriata-gr.	Pseudo-nitz. delicat.-gr.
Ceratium intermedium		Ceratium fusus	Ceratium furca	Prorocentrum micans
Eucambia zoodiacus		Chaetoceros radians	Prorocentrum micans	Ceratium lineatum
Rhiz. calcar avis		Prorocentrum minimum	Gymnod. chlorophorum	Pseudo-nitz. seriata-gr.

^a: Heterotrofe dinoflagellater. Biomassen af disse opgøres sammen med planktonalgerne.

^b: Gomphosphaeria sp. var specielt dominerende på stationerne 444, 431 og 939.

Ved sammenligning med historiske undersøgelser af planktonalger fra perioden 1897-1900 samt i Øresund i 1931, fremgår det, at de fleste af de dominerende arter fra de historiske data, stadig var blandt de dominerende arter i overvågningsperioden (tabel 15.1). I de historiske data var marts måneds planktonalgesamfund præget af specielt flere arter af *Chaetoceros* samt *Skeletonema costatum*, der også har været karakteristiske for marts måned i overvågningsperioden. I 1980'erne var *Detonula confervacea* sammen med *S. costatum* de mest karakteristiske arter i marts måned. Fra 1990'erne er flere andre arter blevet blandt de dominerende i marts, specielt flere arter af *Thalassiosira* og *Coscinodiscus* samt raphidophyceen *Chattonella* sp. siden 1998.

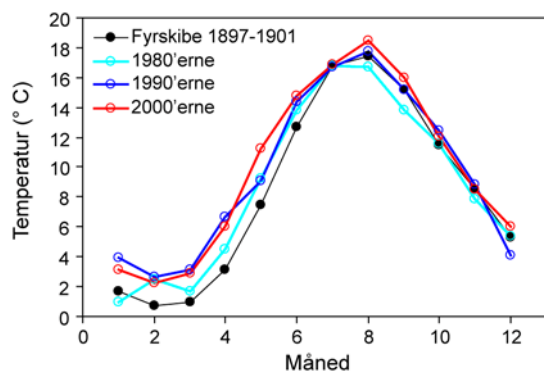
Ændringen i dominerende arter fra de historiske data til perioden efter 1979 har været mere markant for efterårsperioden (august-oktober) end for marts (tabel 15.1). Den dominerende art i efterårsperioden var både i perioden 1897-1900 og i overvågningsperioden *Ceratium tripos*. I de historiske data findes desuden flere andre arter af *Ceratium*, adskillige arter af *Chaetoceros* og de større kiselalger *Proboscia alata*, *Eucambia zoodiacus* og *Rhizosolenia calcar avis*. I overvågningsperioden optræder adskillige arter, der ikke blev fundet i perioden 1897-1900. Det drejer

sig bl.a. om dinoflagellaterne *Prorocentrum micans*, *P. minimum*, *Karenia mikimotoi* (= *Gyrodinium aureolum*) og *Gymnodinium chlorophorum* samt kiselalgerne *Rhizosolenia fragilissima* og *Pseudo-nitzschia* spp. Desuden forekom dinoflagellaterne *Ceratium furca* og *C. lineatum* samt kiselalgerne *Guinardia flaccida* og *Cerataulina pelagica* kun i meget beskedne mængder i 1897-1900, mens de har været blandt de dominerende arter i overvågningsperioden.

15.4 Diskussion

Overvågningsdata fra seks stationer illustrerer, at der siden 1979 er sket markante ændringer i både den samlede biomasse og sammensætningen af planktonalger i Kattegat, Bælthavet, Sundet og den vestlige Østersø. Nyere undersøgelser fra både Nord-søen og Østersøen har vist iøjnefaldende skift i både biomasse og sammensætning af planktonalger og zooplankton samt ændringer i rekruttering af flere fiskearter (*Alheit et al. 2005, Reid et al. 1998, Beau-grand 2004, Wasmund & Uhlig 2003*). De mest dramatiske ændringer er sket sidst i 1980'erne og er generelt blevet koblet til ændringer i NAO-indekset fra år med negative NAO-værdier i vinterperioden til en årrække med positive NAO-værdier. Dette svarer til ændrede vejrforhold i retning af mere udpræ-

get vestenvind og mildere vintre over Nordeuropa. De ændrede vejrforhold har afspejlet sig i højere temperatur i overfladevandet (se kapitel 2). Opvarmningen er sket i specielt vinter-forårsmånederne og august-september (figur 15.10), hvor biomassen af planktonalger også er faldet mest markant.



Figur 15.10 Temperatur i overfladevandet målt ved indsamling af planktonalgeprøver. Fyrskibsdata fra *Ostenfeld* (1913).

De enkelte arters forekomst i løbet af året er i høj grad relateret til forskelle i temperaturpræferencer (*Karentz & Smayda 1984, Edwards & Richardson 2004*). Det vil derfor være nærliggende at antage, at temperaturstigningerne fra 1980'erne til perioden efter 1990 kan have været en medvirkende årsag til de observerede ændringer i arts sammensætningen. Det er fx karakteristisk, at den typiske koldtvalsart *Detonula confervaceae* (*Karentz & Smayda 1984*) har dannet mindre opblomstringer i starten af 1990'erne end i 1980'erne og kun er forekommet i meget beskedne mængder siden midten af 1990'erne. En tilsvarende udvikling med faldende mængder af *D. confervaceae* samtidig med stigende vandtemperatur er set i Narragansett Bay i perioden fra 1959 til 1996 (*Smayda et al. 2004*).

Der er dog tendenser i de historiske data og i overvågningsdata, der taler imod vandtemperaturen som den eneste årsag til ændringer i forekomster af bestemte arter. Fx var temperaturen i forårsmånederne lavere i perioden 1897-1900, hvor *D. confervaceae* ikke blev fundet af *Ostenfeld* (1913). *Ostenfeld* benyttede nettræk, der ikke direkte kan sammenlignes med de kvantitative prøver, der er blevet indsamlet under overvågningsprogrammet, men han registrerede *D. confervaceae* i Limfjorden (i februar-marts), og denne art må derfor antages ikke at have været til stede, eller kun have optrådt i meget lavt antal, i Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1897-1900. På samme vis strider de største forekomster af varmtvandsarten *Cerataulina pelagica* mod teorien om at temperaturen alene er styrende for dominansen af bestemte arter. *C. pelagica* dannede de største registrerede opblomstringer i starten af de kolde 1980'ere og er efterfølgende kun fundet i beskedne mængder.

Udover de direkte effekter vandtemperaturen har på planktonalgernes vækst påvirker temperaturen de græssere, der lever af planktonalgerne og dermed stofomsætningen i de frie vandmasser (*Keller et al. 1999*). *Aberle et al. (2007)* fandt i mesocosm eksperimenter med inkuberinger af vand fra Kiel Bugt, at ciliaters græsningsrate steg med stigende temperatur under forårsopblomstringen. Den mest markante ændring i overfladevandets temperatur ved indsamlingen af planktonalgeprøverne i overvågningsprogrammet har netop været en forøget vandtemperatur i vinter-forårsperioden fra 1980'erne til perioden efter 1990 (figur 15.10). Det er derfor muligt, at den øgede temperatur har ændret græsningstrykket på planktonalgerne og influeret på biomassen i opblomstringerne. Data fra overvågningsprogrammet giver ikke mulighed for at afklare dette.

En forudsætning for opbygning af en høj biomasse af planktonalger er tilstedeværelse af de nødvendige næringsstoffer. I de åbne danske havområder er planktonalgernes vækst generelt begrænset af mængden af tilgængeligt kvælstof i vækstsæsonen (se kapitel 7). Den tydelige sammenhæng mellem faldet i planktonalgebiomasse og tilførslerne af kvælstof til de indre farvande peger på, at de gennemførte reduktioner i tilførsler af næringsstoffer og deraf følgende faldende koncentrationer i vandet (kapitel 7) har haft en gunstig effekt på havmiljøet.

I Kattegat viste *Carstensen et al. (2004)* at sommeropblomstringer af planktonalger hang sammen med de foregående otte måneders kvælstoftilførsler via vindinduceret opblanding af næringsrigt bundvand til overfladelaget. Det generelle fald i vindhastighed fra 1980'erne til de senere år vil dermed kunne forstærke effekten på planktonalgerne af de reducerede tilførsler af næringsstoffer til dette område.

Det markante fald i biomassen af planktonalger på de undersøgte stationer synes umiddelbart i modstrid med tendensen til øgede forårsbiomasser med stigende dominans af dinoflagellater i Østersøen fra sidst i 1980'erne (*Alheit et al. 2005*). Tendensen i Østersøen er forklaret med en kombination af kiselalgers afhængighed af opblandet vand og ændrede klimatiske forhold i forbindelse med udviklingen i NAO. Under kolde vintre falder overfladetemperaturen til under temperaturen, hvor vandet har sin maksimale densitet, og vandsøjlen stabiliseres. Ved opvarmning om foråret starter konvektion og opblanding ned til den dybtliggende skilleflade mellem det brakke overfladevand og det mere salte bundvand, hvilket resulterer i en kortvarig kiselalgedomineret forårsopblomstring. Yderligere opvarmning stabiliserer vandsøjlen og dinoflagellaterne favoriseres. I

varme vintre afkøles overfladevandet derimod ikke tilstrækkeligt til at nå den maksimale densitet. Resultatet bliver en stabilisering af vandsøjlen allerede fra den første opvarmning om foråret og medfølgende dominans af dinoflagellater i forårsopblomstringen (Wasmund et al. 1998). Stationerne i Kattegat, Bælthavet og Øresund har alle en kraftig og i vandsøjlen højt liggende skilleflade forårsaget af forskelle i saltholdighed mellem bund- og overfladevand. Der skal væsentligt mindre vindenergi til at opblande overfladevandet end i Østersøen og en tilsvarende effekt af varme vintre vil derfor ikke kunne forventes på de danske stationer og er heller ikke fundet i overvågningsdata.

I Nord-østatlanten og Nordsøen er der sket biogeografiske forandringer fra en "kold" periode i 1960'erne til starten af 1980'erne til en "varm" periode siden midten af 1980'erne (Beaugrand 2004). Det har bl.a. været tydeliggjort ved at varmtvandsarter af copepoder er rykket nordpå. Den mest iøjnefaldende ændring i forekomsten af planktonalger i Nordsøen skete sidst i 1980'erne, hvor de tidligere års typiske forårs- og efterårsopblomstringer bredte sig tidsmæssigt ud til at dække hele vækstsæsonen (Reid et al. 1998). Disse ændringer faldt sammen med et markant skift fra negative til positive NAO-værdier samt øget temperatur og saltholdighed i Nordsøen (Edwards et al. 2002). Den øgede saltholdighed forklares med en usædvanlig indstrømning af vand fra Atlanterhavet til Nordsøen, hvilket gentog sig i 1998 (Holliday & Reid 2001, Reid et al. 2001). Den øgede biomasse og ændrede artsammensætning af planktonalgerne som følge af indstrømningen til Nordsøen i slutningen af 1980'erne tilskrives en kombination af forhøjede koncentrationer af næringsstoffer og øget temperatur.

En usædvanlig tilførsel af næringsstoffer til Nordsøen fra Atlanterhavet vil næppe have haft effekt på planktonalgebiomassen på de undersøgte danske stationer. Derimod vil det være sandsynligt, at en tilførsel af vand sydfra via Atlanterhavet til Nordsøen vil kunne bringe nye planktonorganismer med sig, der via Skagerrak vil kunne nå de indre danske farvande. I 1998 blomstrede den fisketoksiske raphidophycé *Chattonella* sp. for første gang op langs den jyske vestkyst, i Skagerrak og Kattegat. Det er uvist, hvor denne art stammer fra, men den har efterfølgende etableret sig i det danske område og udgør nu næsten hvert år en væsentlig del af forårsopblomstringen i de indre danske farvande.

I efteråret-vinteren 1999 var store dele af Kattegat og Skagerrak dækket af en usædvanlig opblomstring af den grønne dinoflagellat *Gymnodinium chlorophorum*.

Denne art har tidligere lavet massive opblomstringer med grønfarvning af vandet langs den franske Atlanterhavskyst og den franske kyst i den Engelske Kanal i 1988, 1989 og 1990. I 1999 blev den igen fundet i masseforekomst langs Atlanterhavskysten i det sydlige Bretagne i juni-september. Arten blev for første gang registreret i Nordsøen i 1990, hvor den farvede vandet grønt ved Helgoland. Det er muligt, at spredningen af *G. chlorophorum* hænger sammen med de ændrede klimatologiske forhold samt havstrømninger, der førte usædvanlig store mængder af oceanisk vand ind i Nordsøen i hhv. 1989 og 1998. Det kan dog ikke udelukkes, at arten kan være spredt på anden vis som fx via balastvand.

Konklusion

Biomassen af planktonalger er faldet signifikant siden 1979 i Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø. Faldet hænger sammen med reduktioner i tilførslerne af kvælstof til de indre danske farvande, men også med en stigning i overfladevandets temperatur. Det er muligt, at temperaturstigningen, via øget græsning på planktonalgerne, og gradvist mindre vind i samme periode har forstærket effekten af de reducerede næringsstofftilførsler. I løbet af overvågningsperioden siden 1979, samt ved sammenligning af disse data med historiske data, er der sket ændringer i artssammensætningen af planktonalgesamfundene, der ikke umiddelbart kan relateres til de ændrede temperaturforhold. En analyse af sammenhængen mellem alle arter og eutrofieringsforholdene blev ikke foretaget, men blandt de dominerende arter var der ingen, hvor der var tydelig sammenhæng mellem forekomst og tilførsler af næringsstoffer. Siden Ostenfelds undersøgelser omkring år 1900 er der dukket adskillige nye arter af planktonalger op, der ville have været fundet med de metoder han benyttede. Nogle af disse nye arter fandtes dengang i Nordsøen, mens andre slet ikke blev registreret. Det er muligt, at ændringer i klimatiske forhold og havstrømme har ført nye arter til de indre danske farvande. Samlet illustrerer denne undersøgelse, at der i forbindelse med anvendelsen af planktonalgesammensætning som kvalitetselement i VRD, blandt andet på grund af korrelation mellem havtemperatur og næringsstofftilførsler, er problemer forbundet med at finde egnede indikatorer for specifikke miljøpåvirkninger samt med at etablere referenceforhold.

16 Effekter af miljøfarlige stoffer i havet

Ingela Dahllöf, Morten Hjorth, Jakob Strand

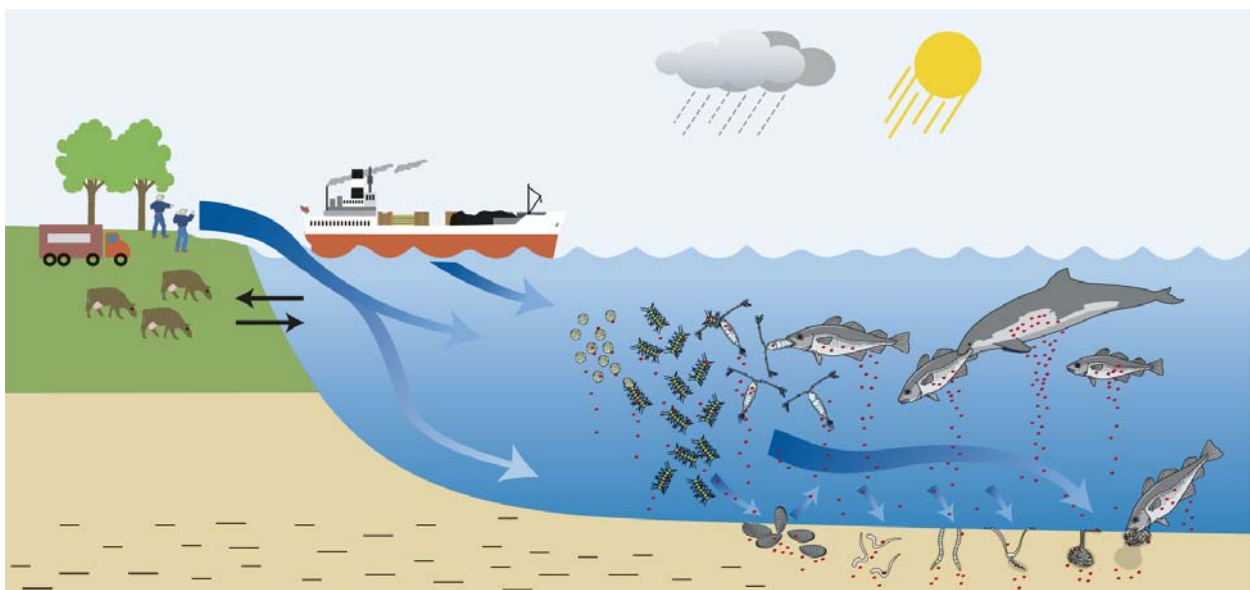
Effekter af miljøfarlige stoffer vurderes primært ved brug af biomarkører på organisme og individniveau i NOVANA-programmet. Miljøfarlige stoffer kan dog forårsage mange andre typer af effekter, hvilke bl.a. kan afspejles i de indikatorer, som bruges til at overvåge fx eutrofiering. Dette temakapitel vil give et lidt bredere perspektiv på effekter af miljøfarlige stoffer på samfund og økosystemniveau (figur 16.1), som giver komplekse resultater, men også mere økologisk relevante resultater. Afsnittet indeholder en generel introduktion og eksempler fra den forskning, som er udført i de sidste 7 år ved Afdeling for Marin Økologi, DMU, Aarhus Universitet. Kapitlet afsluttes med en diskussion af, hvad den opnåede viden kan have af konsekvenser for den fremtidige overvågning.

16.1 Introduktion

I NOVANA undersøges bl.a. for skadelige effekter på reproduktion i havsnegle og fisk, samt for fysiologiske stresseffekter i muslinger og fisk (kap. 14). Det er kun for visse effekter i havsnegle og fisk, at man kender en direkte forbindelse mellem effekten og stoffet og/eller stofgruppen, der forårsager den. De fleste andre biomarkører er mere generelle stressmarkører for den samlede påvirkning af de forskellige miljøfarlige stoffer, der findes i havmiljøet. Biologiske effekter varierer i kraft og type alt efter hvilket havområde, der undersøges, og på hvilket tidspunkt af året undersøgelsen er foretaget. Variationen skyldes, at måden og styrken, hvorpå en organisme i havet reagerer på en eksponering af miljøfarlige stoffer, er et resultat af et uhyre komplekst samspil mellem de biologiske og fysisk/kemiske forhold i havet, som jo kan variere kraftigt henover sæson og geografiske områder.

Årsager til variation i effekter

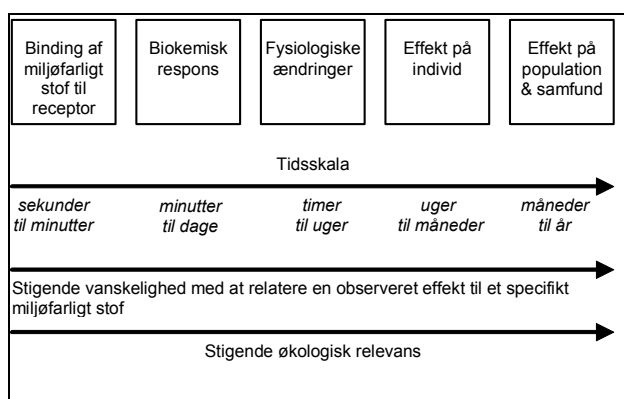
Effekten af et bestemt stof eller en stofgruppe på en organisme eller et økosystem kan variere med salinitet, temperatur, lys og tilgængelighed af næringsstoffer (Lozano & Pratt 1994; Koelmans et al. 2001; Pelletier et al. 2006). Det er alle fysisk/kemiske karakteristika i det miljø, organismen befinder sig i, og som påvirker organismen direkte ved at have indflydelse på dens fysiologiske tilstand. De fysisk/kemiske forhold kan også 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 (Luoma 1996). Forskelle i mængder af tilgængelige næringsstoffer kan påvirke såvel skæbne som effekter af miljøfarlige stoffer på organismer. Stress fra næringssaltbegrænsning kan resultere i nedsat modstandsdygtighed overfor metaller hos fytoplankton (Interlandi 2002). I eutrofierte områder kan den trofiske transport og akkumulering af miljøfarlige stoffer til bundlevende dyr forstærkes (Gunnarsson et al. 1996).



Figur 16.1 Simplificeret diagram af et marint økosystem med fyto- og zooplankton i de frie vandmasser, som danner føde for bl.a. fisk og de benthiske samfund af invertebrater, der lever af organisk stof fra vandmasserne.

Indirekte effekter

Biologiske interaktioner spiller også en rolle i en organisms respons til miljøfarlige stoffer. For eksempel kan konkurrence om plads og ressourcer (fx føde eller lys) med andre organismer påvirke den enkelte organisme i negativ grad, så den er mere følsom over for effekter af miljøfarlige stoffer (Rohr *et al.* 2006). Organismens eget udviklingstrin er også væsentlig for dens respons overfor miljøfarlige stoffer. For eksempel varierer nogle vandloppers følsomhed overfor pesticider kraftigt alt efter, om det er hanner eller hunner, voksne eller nauplii (Medina *et al.* 2002). En organisms placering i fødenettet har også betydning for dens respons overfor miljøfarlige stoffer, både med hensyn til optagelse og akkumulering af visse stoffer, men også i forhold til indirekte effekter. En indirekte effekt stammer fra en direkte effekt som følge af en eksponering overfor miljøfarlige stoffer, der giver kaskadeeffekter igennem fødenettet (Preston 2002; Fleeger *et al.* 2003). Et eksempel på en indirekte effekt kan være fødebegrænsning for zooplankton resulteret af en direkte effekt på fytoplankton fra et miljøfarligt stof. Fytoplanktonet vil helt eller delvist dø og synke til bunds, hvorved zooplankton kan mangle en speciel type føde eller ikke have nok for at opretholde vækst.



Figur 16.2 Effekter af miljøfarlige stoffer sker på mange biologiske niveauer over større eller mindre tidsskalaer. Det spænder fra binding og biokemisk respons indenfor minutter til samfundseffekter henover måneder og år. Jo højere organisationsniveau, desto mere økologisk relevans, men også mere komplekse sammenhænge mellem årsag og effekt. Modifieret efter Peakall (1992).

Effekter og tid

Processen fra et miljøfarligt stof "rammer" en organisme til effekterne viser sig på forskellige niveauer bevæger sig over store tidsskalaer. Figur 16.2 illustrerer, hvorledes optagelse af miljøfarlige stoffer og et efterfølgende biokemisk respons kan ske på meget kort tid. Omvendt er tidsperspektivet for effekter på individ, population og samfundsniveau oftest længere.

Sammenhænge mellem årsag og effekt er svagest på den lange tidsskala, idet effekter fra miljøfarlige stoffer på samfundsniveau først observeres lang tid efter den reelle eksponering, men også fordi det biologiske samfund virker som en buffer og kan integrere den kontinuerlige eksponering, som er til stede. Omvendt er effekter på samfundsniveau meget mere relevante at kende for at forstå effekternes konsekvenser for hele økosystemet. De førømtalte variationer i effekter, og de karakteristika de skyldes, spiller også en rolle her. Forhøjede koncentrationer af organiske og uorganiske næringsstoffer kan forstærke effekten af nogle miljøfarlige stoffer og forårsage et hurtigere respons end i mere næringsfattige omgivelser. Modsat så kan høje koncentrationer af næringssalte også skjule eller dæmpe effekter af miljøfarlige stoffer (Breitburg *et al.* 1999) Sammenhængene illustreret i figur 16.2 kan også variere. Kontinuerlige lave eksponeringer kan eksempelvis forårsage biokemiske effekter på individniveau på en lang tidsskala (Siu *et al.* 2004).

Kobling og tolerance

I forbindelse med miljøfarliges effekter i disse komplekse systemer har det vist sig, at flere grupper af miljøfarlige stoffer som PAH'er og pesticider kan virke anderledes, hvis der er flere end hvis de findes alene. Effekten kan blive stærkere, jo flere der er (additiv eller synergistisk) eller svagere (antagonistisk). Populationer og samfund af organismer i det marine miljø har også vist sig at kunne ændre følsomhed overfor eksponering til miljøfarlige stoffer. Et samfunds funktion som fx primærproduktion kan opretholdes af flere forskellige arter, som samlet kan udvise resiliens eller modstandsdygtighed overfor miljøfarlige stoffer. Under eller efter en eksponering kan de mest følsomme arter forsvinde og erstattes med andre mere tolerante arter, der kan bibeholde en konstant aktivitet (Vinebrooke *et al.* 2004).

Samlet set er miljøfarliges effekter på økosystemer meget kompleks, og derfor er risikoen for fejlestimeringer af den samlede effekt på økosystemer større, hvis ikke der tages hensyn til alle de omtalte interaktioner mellem miljø, biologi og miljøfarlige stoffer.

16.2 Metoder

Effekter af miljøfarlige stoffer kan undersøges vha. eksperimenter i forenklede systemer, hvor man har et standardiseret miljø med en typeorganisme og et stof. Denne type af eksperimenter giver en meget tæt sammenhæng mellem effekter og koncentrationen af stoffet, men koblingen til det virkelige miljø er mindre (figur 16.2). De resultater, der præsenteres

i dette afsnit, er alle fra eksperimenter, hvor miljøet og organismene ikke er standardiserede, men er tilstræbt at være tættere på virkeligheden, og hvor der således også kan indgå organismer fra forskellige dele af fødenettet, som tilsammen udgør et samfund i økosystemet. Den type eksperimenter giver et mere realistisk billede af, hvad der kan ske, men samtidigt kan det fx være svært at skelne mellem direkte og indirekte effekter.

Forsøg med planktonsamfund er enten foregået i mikrokosmos (<1 liter) med naturlige samfund af fytoplankton (Maraldo & Dahllöf 2004), eller i mesokosmer (>3000 liter) med fyto- og zooplankton og bakterier (Hjorth et al. 2006, 2007a, b). Ligeledes er forsøg med sedimentsamfund udført i stor skala med mesokosmer indeholdende flere hundrede liter sediment med tilhørende mikro- og makroorganismer (Larsson et al. 2007; Sundbäck et al. 2007).

Effekterne af miljøfarlige stoffer i denne type eksperimenter analyseres ved at undersøge forskelle i aktivitet hos fyto- og zooplankton. Aktivitet er målt som primærproduktion af fytoplankton og græsning (fødeoptag) af zooplankton. Forandringer i biodiversitet og biomasse for de forskellige samfund indgår også i analyserne. I sedimentforsøg er forandringer i næringssaltdynamik centrale for at vurdere effekter, specielt vedrørende kvælstof, herunder ammonium og nitrat.

Eksperimenter med pesticiders effekter på ålegræs er blevet udført i 10-liters akvarier, hvor fytoplankton og bakterier indgik, men med glaskugler som sediment (Nielsen & Dahllöf 2007).

Effekter af total belastning på makroalgesamfund blev udført som et empirisk studie, hvor algesamfund med ensartet fysisk beliggenhed, men i forskellige afstande fra havne, blev sammenlignet (Dahl & Dahllöf 2003). Belastningsgraden af miljøfarlige stoffer på de enkelte samfund blev vurderet ved at måle koncentrationen af TBT.

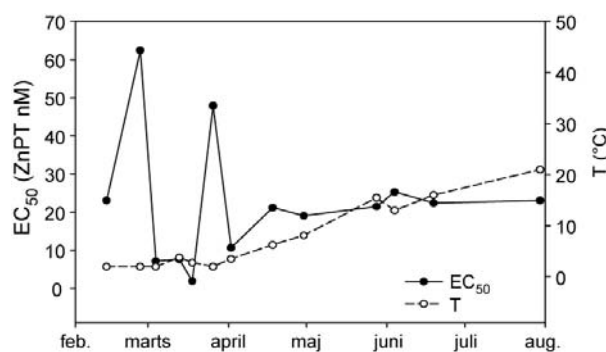
16.3 Resultater

I det følgende vil effekter af to miljøfarlige stoffer, et nyt antibegroningsmiddel, zinkpyrithion (ZnPT), og pyren, der tilhører gruppen af tjærestoffer (PAH), blive præsenteret fra såvel det pelagiske som det bentiske miljø.

16.3.1 Effekter af miljøfarlige stoffer på plankton

Forskel i toksicitet af ZnPT over en vækstsæson

Følsomheden hos fytoplanktonsamfund overfor ZnPT blev undersøgt i løbet af en vækstsæson ved at måle primærproduktion efter 3 timers eksponering (figur 16.3). Følsomheden varierede med op til en faktor 30 igennem vækstsæsonen, som skyldtes en kombination af varierende følsomhed i de tilstedeværende arter af fytoplankton og varierende tilgængelighed af fosfat (Maraldo & Dahllöf 2004).



Figur 16.3 Følsomhed hos fytoplankton overfor ZnPT angivet som den koncentration, hvor primærproduktionen er nedsat med 50% i forhold til en kontrol (EC₅₀).

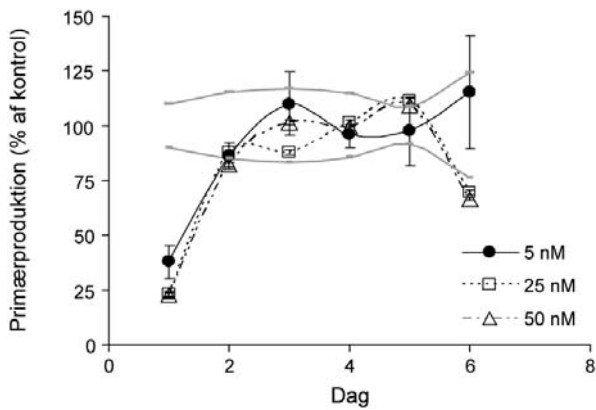
Disse resultater indikerer, at arter af fytoplankton har forskellig følsomhed over for det samme stof, og at tilgængeligheden af miljøfarlige stoffer er afhængig af det miljø, de udledes til – fx eutrofieringsgraden.

Effekter af ZnPT på et plankton samfund

Effekten af ZnPT blev også undersøgt i et mesokosmosforsøg med både fyto- og zooplankton, der varede i 10 dage, og hvor ZnPT blev tilsat tre nætter i træk, inden effekterne blev målt. (Hjorth et al. 2006). Også i dette forsøg havde ZnPT en umiddelbar effekt på primærproduktionen, der varede et døgn, hvorefter denne effekt ikke længere kunne måles (figur 16.4). Undtaget til sidst i forsøget, hvor det viste sig, at primærproduktionen igen var signifikant lavere i de to højeste koncentrationer i forhold til kontrollen.

Nedgangen i primærproduktion i starten af forsøget skyldtes en direkte effekt på fytoplankton, hvorimod nedgangen til sidst i forsøget skyldtes en indirekte effekt forårsaget af øget predation af zooplankton, primært vandlopper, som der på dette tidspunkt var et større antal af i de eksponerede behandlinger, end der fandtes i kontrollen.

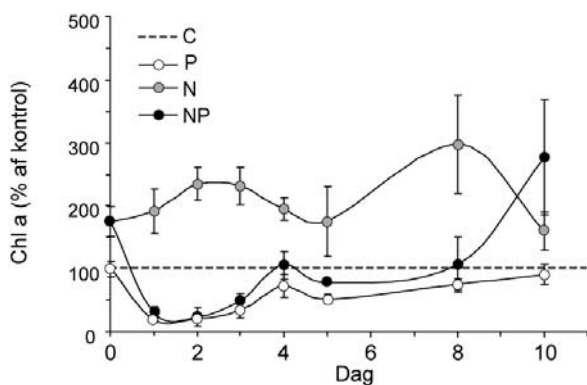
Indirekte effekter kan derved have større betydning for den langsigtede planktoniske produktivitet, også efter at den direkte effekt er forsvundet.



Figur 16.4 Effekt af ZnPT på primærproduktion hos fytoplankton angivet som procentuel aktivitet i forhold til kontrol. Grå linier repræsenterer 95% konfidensintervallet for kontrollen.

Effekter af pyren og næringsstoffer på planktonsamfund
Eftersom både høje mængder af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer påvirker planktonsamfund, undersøgte vi kombinationseffekter af tjærestoffet pyren og næringsstoffer i et mesokosmosforsøg. Et ubehandlet kontrolsamfund blev sammenlignet med samfund eksponeret til pyren og beriget med næringsssalte, hver for sig og i kombination (Hjorth *et al.* 2007b). N, P og Si svarende til vinterkoncentrationer blev tilsat et døgn inden eksponering af pyren (50 nM) for at opnå en højere biomasse i næringsberigede samfund og derved også få mulighed for at sammenligne effekter af pyren på samfund med høj og lav næringsstofftilstand.

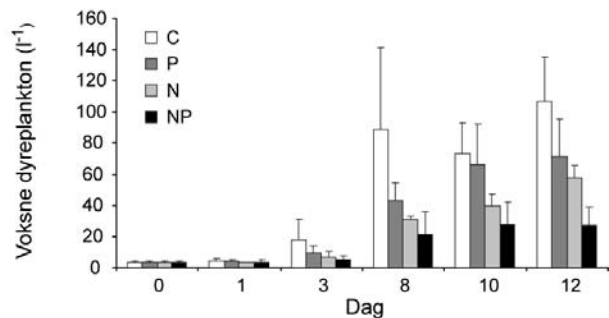
Pyren havde en direkte effekt på biomassen af fytoplankton, som varede i tre dage uanset samfundenes næringsstofftilstand (figur 16.5). I samfund med næringsstofftilsætning alene var der en mere konstant effekt med en vis biomassenedgang til sidst i forsøget. På det tidspunkt så man også en indirekte effekt af pyren i det næringsberigede samfund som en stigning i biomasse.



Figur 16.5 Effekter af næringsstoffer (N), pyren (P) samt næringsstoffer og pyren (NP) på klorofylkoncentrationen i planktonsamfund angivet som procent af kontrol (C).

Effekter var også tydelige i zooplanktonsamfund i samtlige behandlinger (figur 16.6). I starten af forsøget var antallet af voksne vandlopper lavt, men efter tre dage og i resten af eksperimentet var effekterne tydelige. Alle behandlinger havde en negativ påvirkning på antallet af voksne vandlopper, som varede hele forsøget. Den kraftigste nedgang var i de næringsberigede samfund, hvor eksponeringen af pyren gav den største effekt i forhold til kontrolsamfundet.

Dette forsøg viser, at effekter kan forekomme forsinket i forhold til eksponering på grund af fødekædeeffekter.



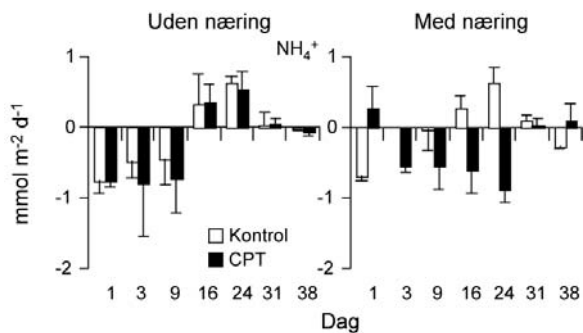
Figur 16.6 Effekter af næringsstoffer (N), pyren (P), samt pyren og næringsstoffer (NP) på antal voksne vandlopper i forhold til kontrol (C).

16.3.2 Effekter af miljøfarlige stoffer i benthiske fødenet

Eftersom omtrent halvdelen af ZnPT bliver omdannet til det mere stabile og giftige kobberpyrithion (CuPT) i havvand (Maraldo & Dahllöf 2004; Grunnet & Dahllöf. 2005), blev effekter af CuPT også undersøgt i et mesokosmosforsøg med sedimentsamfund, der varede 38 dage. Forsøget blev udført på to sedimentsystemer, hvor det ene var løbende beriget med næringsssalte i en måned inden eksponering af CuPT for at fremme tilvæksten af benthiske mikroalger.

Effekter af CuPT og næringsstoffer på et bundsamfund

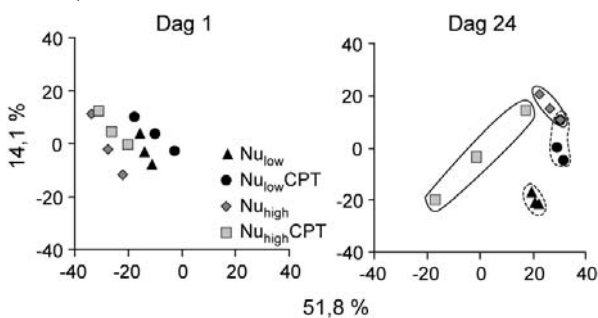
CuPT påvirkede det ikke-berigede og det berigede sediment forskelligt. Omsætningen af kvælstof i form af ammonium var fx ikke påvirket af CuPT i det ikke-berigede sediment, hvor effekten var tydelig i det berigede sediment (figur 16.7) (Sundbäck *et al.* 2007).



Figur 16.7 Effekt af CuPT på ammoniumflux i sediment uden og med ekstra næringsstoffer på udvalgte dage i et mesokosmosforsøg på 38 dage.

Forøgelsen i ammoniumoptaget i det berigede sediment eksponeret til CuPT kunne også observeres i en øget alge- og bakterietilvækst, samt et højere kvælstofoptag i forhold til den fjernelse af kvælstof, der forekom via denitrifikation.

Til gengæld var der effekter på sammensætningen af arter i begge sedimenter, og som varede frem til 24 dage efter CuPT var tilsat (figur 16.8) (Larsson et al. 2007).

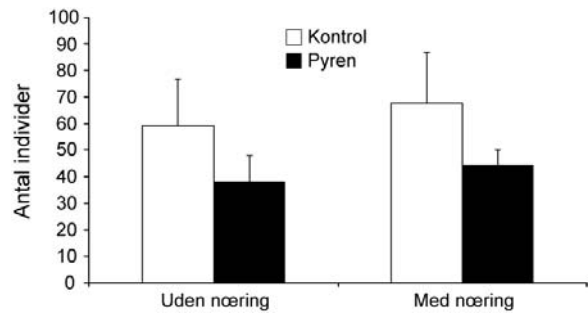


Figur 16.8 Effekt af CuPT på sammensætningen af benthiske mikroalger. Cirkler angiver placeringen af de triplikate samfund fra hver behandling. Jo større afstand mellem punkter, jo større er forskellen mellem dem.

På samme måde som i eksemplet fra det planktoniske økosystem, der var eksponeret til ZnPT (afsnit 16.3.1), kan de langvarige effekter i bundsamfundet tilskrives indirekte effekter af CuPT. Ligeledes kan en del af forklaringen også findes i sammensætningen af arter i algesamfundet.

Effekter af pyren og næringsstoffer på et bundsamfund

Kombinationseffekter af pyren og næringsstoffer blev undersøgt i et tilsvarende mesokosmosforsøg, som beskrevet ovenfor med CuPT (Petersen, in prep.). Også i dette tilfælde var der direkte effekter på benthiske mikroalger, mens langvarige effekter var mest tydelige i makrofauna, hvor antallet af individer blev reduceret med 35% som følge af pyren-eksponering i både det berigede og ikke-berigede system (figur 16.9).



Figur 16.9 Effekten af pyren på makrofaunasamfund 58 dage efter eksponering i sedimenter med og uden næringsstofberigelse.

Disse resultater er analoge til de mere langvarige effekter i planktonforsøget med pyren, der også var tydeligst højere op i fødenettet end primærproducenter.

16.3.3 Effekter af flere stoffer samtidigt

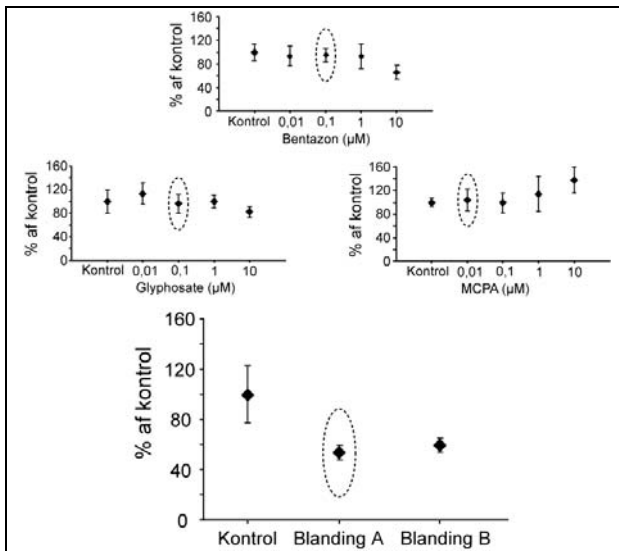
Et miljøfarligt stof forekommer sjældent alene, specielt ikke i det marine miljø, hvor forurening kommer både fra diffuse kilder og punktkilder. Derfor er studier i effekter fra kombinationer af miljøfarlige stoffer yderst relevante.

Effekter af pesticider på ålegræs

Som resultat af mindskede udledninger af næringsalte til det marine miljø har ålegræs i de senere år haft bedre muligheder for at udbrede sig, men det er ikke altid tilfældet, at det sker. En årsag hertil kan være, at herbicider påvirker tilvæksten af ålegræs, især i mere lukkede fjordområder med en stor afstrømning fra landbrugsområder. Indtil videre er der dog ikke foretaget målinger af landbrugspesticider i danske marine områder.

Effekten af tre herbicider Glyphosat, MCPA og Bentazon med forskellige virkningsmekanismer blev undersøgt enkeltvis og i kombination, hvor alle var til stede samtidigt (figur 16.10). Glyphosat hæmmer dannelsen af vigtige aminosyrer og derved også dannelsen af proteiner i planten. MCPA er et kunstigt plantehormon, som gør at cellerne vokser så stærkt at de sprænges i stykker, hvorimod Bentazon hæmmer elektrontransporten i cellerne og derved fotosyntesen.

Blandinger af herbiciderne i koncentrationer, der ikke påvirkede ålegræs enkeltvis, nedsatte tilvæksten af ålegræs med ca. 50%. På trods af at blanding B var 100 gange stærkere end A, var effekterne ikke kraftigere. Det skyldes formentlig væksthormonet MCPA, som til dels modvirkede effekten af de to andre stoffer, i hvert tilfælde over kort tid.



Figur 16.10 Effekter af tre herbicider, og en blanding af de tre, på vækst af ålegræs udtrykt som procent af kontrol. Koncentrationerne i blanding A er markeret med cirkler. Blanding B er 100 gange stærkere end blanding A.

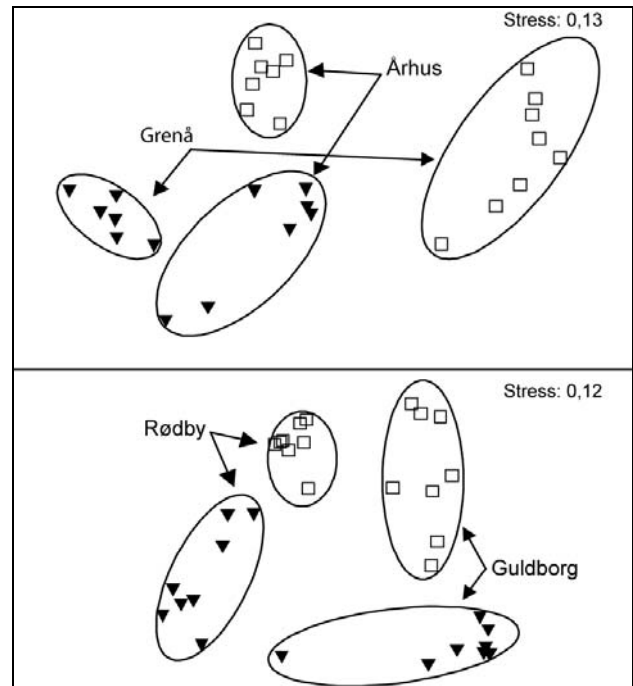
Dette eksempel viser, at der er behov for at lave forsøg med mange stoffer ad gangen, eftersom det er en bedre afspejling af virkeligheden i det marine miljø.

Effekter af total belastning på makroalgesamfund

Havne er ofte eksempler på punktkilder af miljøfarlige stoffer til det marine miljø. Herfra kan forskellige stoffer som antibegroningsmidler, olie og tjærestoffer samt tungmetaller spredes. For at undersøge om den samlede påvirkning af miljøfarlige stoffer fra havne kan påvirke sammensætningen af makroalger på hård bund, blev der lavet et pilotstudium i 2002 (Dahl & Dahllöf 2003).

Makroalgesamfund i referenceområder, udvalgt med henblik på at ligne havnene i forhold til fysisk påvirkning, saltholdighed, dybde m.m., var alle signifikant forskellige i forhold til deres respektive havne (figur 16.11).

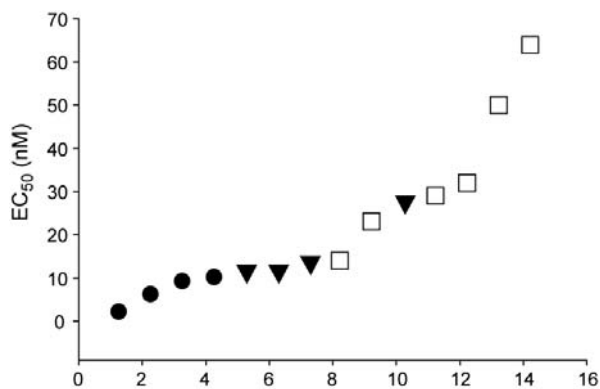
Der var ikke forskel på antallet af arter mellem referenceområder og havne, men derimod i dækningsgrad. Det var specielt de skorpedannende rødalger, som var mindre udbredt i havnene, men dominerende i referenceområderne. Rødby Havn var en undtagelse, hvor forskellen skyldtes, at der var røde skorpealger i havnen og brune i referenceområdet.



Figur 16.11 Forskel i dækningsgrad af makroalger mellem havne (▼) og referenceområder (□). Jo større afstand mellem punkter, jo større er forskellen mellem dem. Stress angiver plottets nøjagtighed.

Udbredelsen af de røde skorpealger kunne delvist knyttes til belastningen af TBT, men der findes mange andre stoffer med et tilsvarende belastningsmønster, som også kan have bidraget til den nedsatte udbredelse.

Forskelle i følsomhed mellem arter kan skyldes såvel fysiske som fysiologiske/metaboliske evner til at modstå et stof. Eftersom miljøfarlige stoffer har forskellige virkningsmekanismer, kan en og samme art være tolerant over for et stof, men følsom over for et andet. Forskelle blandt arters følsomhed for et stof kan vurderes ved at sammenligne EC_{50} -værdier for arterne (figur 16.12) i et såkaldt "species sensitivity diagram" (SSD). Denne type diagrammer, hvor der indgår en række forskellige organismer, kan også anvendes til at vurdere, hvilken koncentration af det undersøgte miljøfarlige stof, som beskytter den største andel af arterne (EU 2003).



Figur 16.12 SSD diagram, der illustrerer forskellen i følsomhed over for TBT udtrykt som EC₅₀ for søsalat (●), klotang (▼) og blæretang (□). Punkterne repræsenterer EC₅₀-værdier for forskellige endpoints.

Effekter af total belastning i biologiske effektmarkører

De generelle biologiske effektmarkører anvendt i NOVANA, såsom reproduktiv succes i ålekvalbe og lysosomal stabilitet i muslinger, er eksempler på effekter af den samlede belastning af miljøfarlige stoffer (Kap 14). På samme måde som fx næringsstoffer kan påvirke, hvordan effekter af miljøfarlige stoffer udtrykkes, så er også de biologiske effektmarkører påvirket af andre faktorer. For eksempel er der også en kobling mellem den reproduktive succes i ålekvalbe og iltsvind. Når iltkoncentrationen falder, kan en ålekvalbe stadig blive i området ved at nedsætte sin aktivitet. Det påvirker dog hendes yngel, der ikke får en tilstrækkelig iltforsyning, hvilket kan forårsage tidligt døde unger (type A) (Strand et al. 2004). Den sammenhæng indebærer, at ålekvalben også kan bruges som en retrospektiv markør for iltsvind i områder, der ikke ellers overvåges for effekter af eutrofiering.

16.4 Diskussion

Meget af den økotoksikologiske forskning og de metoder, som er beskrevet i dette afsnit, er af praktiske og økonomiske årsager ikke umiddelbart anvendelige i overvågning og forvaltningen af det marine miljø. I et længere perspektiv er denne type af viden dog brugbar i overvågningsøjemed, da forskningsresultaterne giver en større og bedre forståelse af de påvirkninger og konsekvenser, miljøfarlige stoffer har på miljøet.

Der er dog også flere begrænsninger og usikkerheder knyttet til denne type af forsøg. I mesokosmosforsøg vurderes stoffer ofte et ad gangen ved én type af eksponering, hvor virkeligheden i havmiljøet både er pulseksponeringer og kontinuerlige eksponeringer af mange stoffer samtidigt.

Overvågning af miljøfarlige stoffer

Formålet med overvågning af miljøfarlige stoffer er, som for andre indikatorer, at vurdere og følge udviklingen i tilstanden af den marine miljø. De kemiske målinger i muslinger og sedimenter er velegnede til at følge udviklingen i tid og rum (Kap. 12 og 13), men der er problemer med at vurdere effekten af de målte koncentrationer. Problemerne hænger sammen med, at det enkelte områdes tilstand vurderes ud fra et stof ad gangen, uden hensyntagen til den samlede belastning. Ydermere er de anvendte grænseværdier kun i visse tilfælde underbygget økotoksikologiske data af den type, som er præsenteret her.

De biologiske effektmarkører (Kap. 14), som også indgår i overvågningsprogrammet, er en måde at tage hånd om disse problemer. De specifikke effektmarkører som imposex giver en direkte vurdering af effekter af et stof, der kan kobles til målte koncentrationer. På samme måde som det er u hensigtsmæssigt at måle for alle stoffer, ville det også være u hensigtsmæssigt at have specifikke markører for alle stoffer, også set i lyset af at stoffer interagerer med hinanden. Generelle effektmarkører fortæller derimod om den samlede belastning, også af de stoffer der ikke måles for. Udfordringen hvad angår de generelle effektmarkører er at forstå, hvilke stoffer eller kombinationer af stoffer der bidrager mest til de observerede effekter. Med den forståelse kan der også laves tiltag for at mindske udledninger.

Perspektiver for den fremtidige overvågning

Med tiden er datagrundlaget i overvågningen af eutrofiering blevet stort nok til at påvise kausale sammenhænge mellem tilførsel af næringsstoffer og eutrofieringseffekter. Mange af sammenhængene er dog behæftet med en del usikkerhed, som i visse tilfælde kunne skyldes, at andre faktorer, herunder miljøfarlige stoffer, også er med til at påvirke de anvendte indikatorer for eutrofiering. På trods af at belastningen af næringsstoffer er blevet mindre, så indtræffer den forventede forbedring af visse indikatorer – som fx ålegræssets udbredelse – ikke, hvilket også kunne skyldes, at ålegræsset er udsat for andre typer af påvirkninger.

Resultaterne af de økotoksikologiske forsøg, som er beskrevet i dette kapitel, viser, at effekter af miljøfarlige stoffer kan forårsage forandringer af de indikatorer, der traditionelt er forbundet med eutrofiering. Effekterne er ikke nødvendigvis direkte effekter, som afspejler sig i biomarkører, men er ofte indirekte effekter, eller resultater af udledninger af lave koncentrationer i lang tid.

Udfordringer

For bedre at forstå de forandringer vi ser i indikatorer for miljøtilstanden i havet, uanset om det er ålegræssets udbredelse eller artssammensætning af bundfauna, er der brug for en bedre samordning af de variable, der overvåges. Det indebærer, at flere variable måles på de samme stationer, og at disse variable inddrages i dataanalysen af årsagssammenhænge. Et eksempel herpå er et følsomhedsindeks for bundfauna, der kan korreleres til såvel organisk materiale, iltforhold som miljøfarlige stoffer (Johansen *et al.* 2006).

En udfordring ligger i at forøge vores viden om effekter på økosystemniveau og forstå koblingen mellem alle de stressfaktorer, der er til stede, og hvordan de interagerer. Det kan gøres igennem forsøg og empiriske studier af miljøet, men også ved hjælp af anvendelse af modeller (Koelmans *et al.* 2001).

En anden udfordring består i at forstå, hvordan miljøfarlige stoffer påvirker den evolutionære proces ved at forandre genetisk diversitet. Genetisk diversitet inden for en art er tæt knyttet til produktivitet og diversitet af associeret fauna, fx for ålegræs (Reusch *et al.* 2005). Det centrale spørgsmål er her, hvorvidt genetiske forandringer forårsaget af en selektion af arter, eller individer inden for en art, på grund af eksponering til en stofgruppe vil efterlade organismerne mere følsomme over for andre stressfaktorer.

En af de allerstørste udfordringer fremover er også at kunne inddrage de forventede effekter af klimaforandringer i beregningerne. Et varmere og vådere klima kan indebære ændringer i brugen af miljøfarlige stoffer som fx bekæmpelsesmidler, samtidigt med at øget nedbør og afstrømning kan øge udledninger af miljøfarlige stoffer til det marine miljø på samme måde som med næringsstoffer.

Del 4 – Sammenfattende diskussion

De danske farvande ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø. Det giver meget forskellige marine økosystemer, der spænder fra små lukkede nor med stillestående vand med 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 forurenede stoffer til havet (se Del 1). Hertil kommer yderligere aktiviteter på havet i form af erhvervsfiskeri, skibstrafik, ral- og sandsugning, brobyggeri samt olie- og gasudvinding.

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

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 det dækker såvel påvirkninger som miljø- og naturforholdene i bredeste forstand.

Den viden, som dokumenteres i kraft af overvågningsprogrammet, er helt afgørende for den kontinuerede vurdering af 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 2005 og 2006, samt udviklingen siden vedtagelsen af Vandmiljøplan I. Årsagerne til den nuværende miljø- og naturtilstanden i de marine områder diskuteres.

På baggrund af resultaterne præsenteret i nærværende rapport gives en vurdering af opfyldelsen af målsætningerne for miljøkvalitet i de marine områder.

17 Tilstand og udvikling

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2005-2006, samt udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I.

Vejrforhold og hydrografi

Årsmiddeltemperaturen i 2005 og 2006 var hhv. 1,0° C og 1,7° C højere end normalen for perioden 1961-90. Især var hele sidste halvdel af 2006 usædvanligt varm med i middel 3,5° C over normalen. Vindhastighederne var i begge år generelt lavere end normalt, og hyppigheden af kraftig blæst var i 2005 usædvanligt lav i alle måneder, undtagen januar, og i 2006 undtagen november-december. Årsnedbøren var i 2005 ca. 10% under og i 2006 ca. 14% over normalt. Især var juli 2005 og perioden august til december 2006 meget våde, mens nedbøren i august til december 2005 var lav.

Nettoudstrømningen fra Østersøen var i 2005 på 557 km³. Udstømningen fandt især sted i de to første måneder. I 2006 var nettoudstrømningen på kun ca. 300 km³. Nettoudstrømningen var således noget over langtidsmidlen på ca. 470 km³ år⁻¹ i 2005 og noget under i 2006.

Næringsstofftilførsler og -koncentrationer

Ferskvandsafstrømningen til de indre farvande var i 2005 og 2006 tæt på normalt med hhv. 5% lavere og ca. 5% højere afstrømning end gennemsnittet 1961-90. Afstrømningen var specielt stor i første kvartal af 2005 og i november-december 2006, men lav i sidste halvdel af 2005.

Kvælstofudledningerne til de indre farvande var i 2005 og 2006 hhv. 34% og ca. 16% mindre end gennemsnittet 1989-2004. Tilsvarende var fosfortilførslen i 2005 og 2006 hhv. 33% og ca. 39% mindre end gennemsnittet 1989-2004.

Udviklingen i den samlede næringsstofftilførsel i tons uden hensyntagen til vandafstrømningen viste for kvælstof en faldende tendens i perioden 1989 til 2006. Fosforudledningen viste et klart fald frem til midten af 1990'erne.

Tager man højde for variationer i vandafstrømningen, var kvælstofudledningerne til fjorde og kystvande fra 1989 til 2004 reduceret med ca. 43%, og fosforudledningerne med ca. 77%.

Depositionen af kvælstof fra atmosfæren til de danske farvande vurderes at være reduceret ca. 22% siden 1989.

Med NOVANA-programmet blev der indført modellering af vand- og næringsstoftransporter i 11 såkaldte E2+ kystvande (typeområder). Modelleringen viser, at de lukkede fjorde i 2005 generelt eksporterede kvælstoftilførslerne fra land videre til de tilstødende farvande. Det samme gjaldt for fosfor i Ringkøbing og Nissum fjorde. Skive Fjord/Lovns Bredning og Præstø Fjord eksporterede i nogle måneder store mængder fosfor, sandsynligvis i forbindelse med iltsvind og den deraf stærkt forøgede fosforfrigørelse fra sedimentet. I mere åbne kystvande som Århus Bugt, Det sydfynske Øhav og Køge Bugt var der store variationer fra måned til måned i import og eksport af både kvælstof og fosfor. I NOVANA indgår også modellering af vand- og næringsstoftransporter gennem de åbne, indre danske farvande. Næringsstoftransporterne er beregnet for 2004 til 2006. Transporterne varierede betydeligt fra år til år med en faktor 2 for kvælstof og næsten en faktor 4 for fosfor, med de største transporter under den store udstrømning fra Østersøen i 2005.

Næringsstoffkoncentrationerne var fortsat lave i 2005 og 2006, og kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviste fortsat klare faldende tendenser, især når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen. Der er dog en tendens til stagnation for fosfor efter 1997 og for kvælstof siden 2002. Reduktionerne tilskrives i stor udstrækning Vandmiljøplan I for fosfor og Vandmiljøplan I og II for kvælstof. Tilsvarende initiativer i vores nabolande kan ligeledes have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande. Uorganisk fosfor og silikat er steget i de indre danske farvande i de senere år, især i bundvandet, men ses også i perioder i overfladelaget. Dette skyldes opvældning til overfladen i Østersøen af bundvand med høje fosfat- og silikatkoncentrationer i forhold til kvælstofindholdet. De forhøjede koncentrationer føres med det udstrømmende Østersøvand til de danske farvande. Der er muligvis også sket ændringer i forholdet mellem næringssalte i det indstrømmende vand fra Nordsøen.

Planktonalger

Forårsperioden var i både 2005 og 2006 præget af store forekomster af potentielt fiskedråbende planktonalger i mange områder. I 2005 drejede det sig om slægten *Chrysochromulina*, mens *Chattonella* var den væsentligste i 2006.

Den meget varme juli måned i 2006 førte til usædvanligt store forekomster af blågrønalgen *Nodularia spumigena*, der spredte sig over hele den vestlige Østersø, Sundet, Bælthavet og op i Kattegat. Algerne drev specielt sammen i havnene i Øresund og generede badegæster ved mange strande. I starten af august døde 10 hunde ved strande på Amager og i Køge Bugt efter at have badet i vandet med *Nodularia* eller efter at have slikket opskyllede alger i sig. Forgiftningssymptomerne indikerede, at hundene døde af levergiften nodularin fra *Nodularia*.

I august 2006 var der en usædvanlig opblomstring af den PSP-producerende (PSP = paralytisk skaldyrsforgiftning) dinoflagellat *Alexandrium minutum* (350.000 celler l⁻¹) i Norsminde Fjord. PSP-giftstoffer blev påvist i muslinger fra området.

Biomassen af kiselalger i fjorde og kystnære områder har siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens til stigning eller fald for samtlige områder betragtet under et. I de østjyske fjorde og kystnære områder er biomassen af kiselalger derimod steget signifikant siden 1989. For fjorde og kystområder samlet hang kiselalgebio-massen i perioden 1989-2006 signifikant sammen med afstrømningen og indstråling. I de østjyske fjorde og kystnære stationer i Kattegat hang kiselalgebio-massen sammen med afstrømningen (positiv sammenhæng) og vind (negativ sammenhæng). Efter korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (afstrømning og hhv. indstråling eller vind) viste kiselalgeindekset stadig ikke tendens til fald eller stigning siden 1989.

I de åbne havområder er biomassen af kiselalger faldet fra 1979 til 2006. 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 kiselalgebio-masse er faldet signifikant siden 1979. For perioden efter 1986 er der dog ikke tale om signifikante fald i biomassen. Se i øvrigt fokusafsnittet *kapitel 15*.

I de åbne havområder er biomassen af dinoflagellater faldet signifikant siden slutningen af 1980'erne. Faldet har været mere markant end fal-

det i biomassen af kiselalger, hvilket har resulteret i en signifikant stigning i forholdet mellem kiselalge- og dinoflagellatbiomasse.

Den klimakorrigerede sigtddybde er steget både i kystvande og åbne farvande siden 1989. I fjorde og kystvande er stigningen dog ikke signifikant, når 2006 data medtages. Den klimakorrigerede klorofylkoncentration er faldet i fjordene, men faldet er ikke signifikant i de åbne farvande.

Primærproduktionen var høj i fjordene i 2006, og den er steget siden 1998, hvor der skete et metode-skift til beregning af arealproduktionen.

Iltsvind

Iltforholdene i 2005 og 2006 var i de åbne indre farvande relativt gode, især de lave vindstyrker i begge år og høje temperaturer i sidste halvdel af 2006 taget i betragtning. Dette er muligvis et resultat af lavere kvælstof- og fosfortilførsler fra land. I det stille, varme vejr gik det dog hårdt ud over en række lavvandede fjorde i 2006, hvor store mængder muslinger og andre bunddyr døde af iltsvind, bl.a. 20-30.000 tons blåmuslinger i Isefjorden.

Iltforholdene i Limfjorden, østjyske fjorde, fynske fjorde og Det sydfynske Øhav er blevet signifikant forværrede siden slutningen af 1970'erne/begyndelsen af 1980'erne, samt i alle åbne indre farvande og Arkonahavet siden slutningen af 1960'erne. Ved multiple regressionsanalyser er det påvist, at iltindholdet i sommer-efterårs perioden i fjorde og kystvande afhænger af kvælstoftilførslen i det forudgående hydrologiske år (juli året før til juni samme år) og af vindstyrken i juli-september. I de åbne indre farvande afhænger iltindholdet sommer-efterår af kvælstoftilførslen i det forudgående hydrologiske år, indstrømning af bundvand i maj-september og temperaturen i det indstrømmende vand fra Skagerrak i januar-april.

Bundvegetation og bunddyr

Langs de åbne kyster og i yderfjordene er der både positive og negative udviklingstendenser i perioden 1989-2006: Ålegræssets hovedudbredelse er rykket ud på dybere vand, mens den maksimale dybdegrænse er uændret og ålegræssets dækningsgrad generelt er faldet. I inderfjordene er der overvejende negative tendenser: Ålegræssets maksimale dybdegrænse er rykket ind på lavere vand, og dækningsgraden på lavt vand er faldet, mens ålegræssets hovedudbredelse er uændret. Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er faldet på flere vanddybder langs åbne kyster og i yderfjordene, men er uændret i inderfjordene.

Vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat i 2005 og 2006 var omtrent som gennemsnittet for perioden 1994-2001. I Samsø Bælt udgør masseforekomst af søpindsvin en alvorlig presfaktor for tangskoven under springlaget på en række stenrev.

Bundfaunaens diversitet var lidt højere i 2005 og 2006, end det var tilfældet i 2004, og dermed var den konstant faldende tendens, der har foregået siden 1994, i nogen grad brudt. Dette skal dog ses på baggrund af, at forholdene var exceptionelt ringe i 2004, når det gælder diversitet, tæthed og biomasse. Tætheden er reduceret med 25-50% over de sidste 12 år, og diversiteten i Kattegat, Øresund og Bælthavet er stadig kun det halve af, hvad den var i slutningen af 1990'erne. Når det gælder biomassen, er der ikke nogen tydelig udvikling gennem de sidste 10 år, men for de få stationer, hvor der findes data tilbage fra 1980'erne, ses der et fald.

En vurdering af miljøkvaliteten i Kattegat ud fra bundfaunaen viser stort set et entydigt fald, idet bundfaunaen er i en ringere tilstand på 16 ud af 19 stationer. Forholdene er specielt blevet ringere i den nordlige og østlige del af Kattegat. Årsagen til den faldende diversitet og generelt ringere tilstand af bundfaunaen er ukendt, men da der ikke er sket nogen tydelig udvikling i biomassen, og da det specielt er i den nordlige og østlige del af Kattegat, som i mindre grad er påvirket af iltsvind og næringsstofafstrømning fra Danmark, er der ikke noget bevis for, at den ringere miljøkvalitet er relateret til eutrofiering i denne periode.

Miljøfarlige stoffer

Kviksølv og cadmium er de mest toksiske metaller, og er moderat forurenende i mange områder, for cadmium specielt i Øresund og for kviksølv i Vadehavet og Øresund, hvor enkelte prøver endog viste niveauer, der indikerer markant forurening. For kobber var over 50% af prøverne i 2005 moderat forurenede, men i 2006 kun 10%.

Af blåmuslingeprøverne i NOVANA er 46-70% på niveau med den forventede baggrundskoncentration i Nordsøen for metallerne kviksølv og cadmium. Grænseværdierne for human konsum var ikke overskredet for kviksølv i skrubbefilet eller metaller i muslinger indenfor NOVANA prøverne. Undersøgelser udført af Fødevarestyrelsen fandt kun overskridelser for kviksølv i Sildehaj. Leveren i fisk anvendes normalt ikke til konsum, og kan derfor ikke bedømmes ud fra fødevarergrænseværdier.

For de "almindelige" NOVA/NOVANA miljøfarlige stoffer er det fortsat TBT fulgt af PCB og en enkelt PAH (anthracen), som giver anledning til overskridelser af EAC grænser. For TBT ses faldende koncentrationer i mange områder, men stadig kun 5% under EAC^{høj}, så TBT har risiko for at give effekter (se kapitel 14). Efter SFT's tilstandsklasser er PAH et større problem end PCB. I en stor andel af prøver ligger $\sum\text{PCB}_7$ stadig over EAC_{lav}, så risiko for effekter i økosystemet kan ikke udelukkes.

Dioxiner og phthalater er påvist i alle områder. 69% af prøverne var ubetydeligt forurenede med dioxiner, 23% moderat forurenede (Vadehavet og fynske fjorde) og 8% var markant til stærkt forurenede (Karrebæk fjord og Smålandsfarvandet).

PFAS stofferne blev fundet i fisk i koncentrationer som gør dem til kandidater til inddragelse i NOVANA, enten som supplerende stoffer eller i det årlige program. Sediment og muslinger kan kun anbefales undersøgt i særligt forurenede områder med de nuværende detektionsgrænser.

Muskstoffer var på et niveau, hvor de ligger under kvantifikationsgrænserne i biota.

Siloxaner er påvist i levere fra skrubber og ålekvabber, men der er ingen vurderingskriterier eller analyselaboratorier i Danmark, og stofferne indgår pt. ikke i vandrammedirektivet eller OSPAR's stoffelister.

Hormonforstyrrelser i form af imposex og intersex i havsnegle forårsaget af TBT, er stadigvæk meget udbredte i både de kystnære og åbne danske farvande. Der er dog sammenlignet med tidligere år fundet aftagende imposexniveauer som tegn på, at udfasningen af TBT har en effekt i havmiljøet. En samlet vurdering viser dog, at TBT især i de kystnære områder og åbne indre farvande stadigvæk udgør en væsentlig trussel for havmiljøet.

Undersøgelser af den lysosomale membranstabilitet som mål for blåmuslingers sundhedstilstand viser, at muslinger i de fleste kystnære områder har det godt. I enkelte områder, og kun i visse år, er der fundet effekter, der især synes at skyldes forhøjede niveauer af organiske miljøgifte som PAH og PCB.

Undersøgelserne af ålekvabber har vist betydelige forskelle mellem områder, men også fra år til år. De højeste forekomster af unger med abnorm udvikling og aktivitet af afgiftningsenzymet hos

voksne fisk forekommer generelt i kystnære områder, hvor der er øget menneskelig påvirkning. Dette tyder på, at effekterne skyldes miljøfarlige stoffer, hvor der også er variationer fra år til år. Der kræves dog yderligere undersøgelser af ålekvabber og bl.a. deres reproduktion for at kunne identificere årsagerne til de observerede effekter.

Diskussion

Årene 2005 og 2006 viste en række positive udviklinger i miljøforholdene i de danske farvande. Kvælstof- og fosforudledningerne fra land er i år med normal nedbør faldet markant sammenlignet med slutningen af 1980'erne. Da ferskvandsafstrømningen i 2005 og 2006 var tæt på middel, var næringsstofudledningerne derfor relativt lave. Også næringsstofkoncentrationerne i farvandene er faldet markant, både i fjorde/kystvande og i de åbne, indre farvande. I overensstemmelse med reduktion i næringsstofudledninger og -koncentrationer ses en positiv udvikling i planktonalgebio-massen udtrykt som klorofyl, samt vandets klarhed målt som sigtdybde, med hhv. faldende og stigende tendenser.

Iltforholdene var i de dybe, åbne farvande relativt gode i 2005 og 2006, især i betragtning af usædvanligt vindstille og varmt vejr, som til gengæld medførte voldsomme iltsvind og bunddyrdød i lavvandede fjorde i 2006. Ålegræssets hovedudbredelse er rykket ud på dybere vand langs åbne kyster og i yderfjordene, og i samme områder er dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger faldet.

TBT-koncentrationerne er faldende i mange områder, og imposex niveauer i havsnegle er aftagende. Men TBT udgør stadig en væsentlig trussel for havmiljøet, især i kystnære områder.

Men selvom næringsstofudledningerne nærmer sig niveauet for 1960'erne, er miljøforholdene i farvandene ikke forbedret tilsvarende. Det pelagiske system med dets korte generationstider reagerer hurtigt på ændrede næringsstofbetingelser, og her ses også en positiv udvikling. Men planktonalgeproduktionen, sigtdybden og især iltforholdene er langt fra at være tilbage på 1960'ers niveau.

På havbunden er ålegræssets dybdegrænse ikke blevet større på åbne kyster og i yderfjordene, og den er endda aftaget i inderfjordene. Dækningsgraden af algevegetationen på stenrev i Kattegat er uændret i perioden 1994-2006. Bundfaunaens diversitet i de åbne, indre farvande er i 2004-2006

halveret i forhold til 1994, og tætheden af dyr er faldet med 25-50% i samme periode.

Manglende markant forbedring i havmiljøet svarende til nedgangen i næringsstofudledninger og -koncentrationer skyldes et samspil af mange forskellige faktorer. Øgningen af planktonalgeproduktionen fra 1960'erne til 1980'erne (i Bælthavet og dele af Kattegat svarende til en fordobling), halvering af arealet med ålegræs i forhold til begyndelsen af 1900-tallet og udryddelse eller ændring af bundfaunaen gennem iltsvindene i 1980'erne og senere er blot nogle af de faktorer, der fundamentalt har ændret det marine økosystems funktion. Næringsstofferne recirkuleres hurtigere end tidligere mellem bund og vandfase med større algeproduktion og iltforbrug til følge. Fortsatte iltsvind, der opstår lettere og hyppigere, forhindrer bundfaunaen i at retablere sig, og muligvis også ålegræsset i at brede sig til større dybder.

Dertil kommer fiskeriets indflydelse, ikke bare gennem ændring af fødenettens struktur, men også gennem mekanisk påvirkning, der måske er medansvarlig for bundfaunaens dårlige tilstand i det nordlige og østlige Kattegat, hvor der ikke forekommer iltsvind, eller ålegræssets manglende dybdeudbredelse i områder, hvor der skræbes muslinger.

Der er i mange områder problemer med forhøjede niveauer af en række miljøfarlige stoffer. Det gælder tungmetallerne kviksølv, cadmium og kobber, tjærestofferne PAH (især anthracen) og for miljøfremmede stoffer især TBT og PCB. Der er forhøjede koncentrationer af dioxiner, phthalater og PFAH stoffer i nogle områder, og siloxaner er påvist i en screeningsundersøgelse. Biologiske effekter af miljøfarlige stoffer er påvist i mange områder, især hormonforstyrrelser i havsnegle forårsaget af TBT, men 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 afgiftning-enzymet hos ålekvabbe.

Viden om de miljøfarlige stoffers virkning på økosystemniveau og interaktion med eutrofieringsprocesser er ved at blive opbygget (se fokusafsnittet *kapitel 16*). Miljøfarlige stoffer kan også give effekter på de indikatorer, der traditionelt anvendes til påvisning af effekter af eutrofiering, dvs. primærproduktion, klorofylkoncentration og artsdiversitet. Alle fysiske, kemiske og biologiske karakteristika i miljøet påvirker organismer direkte ved at have indflydelse på deres fysiologiske tilstand.

De fysisk-kemiske forhold kan også 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 overfor indirekte effekter af stofferne.

Resultaterne af de senere års forskning viser bl.a., at fx forskellige arter af fytoplankton har forskellig følsomhed over for det samme stof, at tilgængeligheden af miljøfarlige stoffer er afhængig af det miljø, de udledes til fx graden af eutrofiering, at indirekte effekter kan have stor betydning for såvel den langsigtede planktoniske produktivitet, som for artsdiversiteten af både flora og fauna. 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 af klimaudviklingen, hvor temperaturen i vore farvande i de senere år i middel har været omkring 1° C højere end i 1970-80'erne. De store år til år variationer i nedbør og afstrømning, der medfører, at kvælstofudledningen varierer med en faktor to, stresser også økosystemerne i især fjorde og kystvande. Ligeledes varierer effekterne af miljøfarlige stoffer alt efter de fysisk, kemiske og biologiske variationer, økosystemet udsættes for.

Sammenfattende er ændringerne i de marine økosystemer og de fortsatte påvirkninger så store, at det ikke kan forventes, at systemerne vender tilbage til den oprindelige tilstand ved at fjerne blot én af påvirkningerne, fx næringsstofudledningerne. Selvom man mindsker de væsentligste påvirkninger, viser nyere forskning, at komplekse marine økosystemer ikke vender tilbage til den oprindelige tilstand, men følger andre veje mod en ny balance. Og det kan tage mange år, før denne nye balance opnås.

18 Målsætningsopfyldelse

Der er ikke regionalt foretaget en opdateret vurdering af målsætningsopfyldelsen i de forskellige danske kystvande i 2005 og 2006. På baggrund af analyse af tilstand og udvikling i de forskellige indikatorer for miljøkvaliteten i de marine områder beskrevet i denne rapport, vurderer Det Marine Fagdatacenter, at der ikke er sket væsentlige ændringer i miljøkvaliteten i de forskellige farvande i forhold til vurderingen af forholdene i 2004.

I 2004 blev målsætningerne om et kun svagt påvirket plante- og dyreliv anset for opfyldt i Skagerrak og de åbne dele af Nordsøen. Målsætningen blev anset for at være tæt på opfyldelse i det åbne nordlige og centrale Kattegat. I de øvrige danske farvande blev målsætningerne ikke anset for at være opfyldt. Dette skyldtes først og fremmest effekter af tilførsler af næringsstoffer, bl.a.:

- forhøjede næringsstofkoncentrationer
- lejlighedsvis opblomstringer af planktonalger
- vækst af eutrofieringsbetingede makroalger
- udskygning af flerårige bundplanter
- forekomst af iltsvind
- forarmet bundfauna

For de fleste fjord- og kystvande kan miljøfremmede stoffer også angives som årsag til manglende målsætningsopfyldelse, hvis man anvender målsætninger fra OSPAR og SFT. Det drejede sig især om forhøjede koncentrationer af TBT og i visse tilfælde også af organoklorforbindelser og PAH. Desuden blev tungmetallerne kviksølv og kobber angivet som årsag til manglende målsætningsopfyldelse i flere områder, og i enkelte tilfælde cadmium, nikkel og zink. Målsætningsopfyldelsen vil også mangle, hvis tilsvarende forslag til kriterier var sat for biologiske effektparametre, fx i forhold til imposex i havsnegle.

19 Ordliste

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

A

Aerob – ånding med ilt.

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

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

Anaerob – ånding uden ilt.

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

Antibegroningsmidler, antibegroningsmiddel – 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.

Antropogen – menneskeskabt

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".

Assimilere – optag af næringsstoffer, som organismen indbygger i mere komplekse organiske forbindelser.

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.

Autotrof – organisme, der udelukkende ernærer sig ved fotosyntese.

B

BI₅ – biologisk iltforbrug på fem døgn, et mål for mængden af organisk stof.

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

Bioirrigation – bunddyrenes aktivitet med at pumpe vand – og dermed ilt og næringsstoffer – ud og ind af havbunden.

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.

BOD₅ – biologisk iltforbrug på fem døgn, et mål for mængden af organisk stof.

Bufferkapacitet – se svovlbrintebufferkapacitet

Bundfauna – dyr som lever på og i havbunden.

Bundmaling – en specialmaling til skibsbunde, der indeholder antibegroningsmidler.

Bq – becquerel, enhed for radioaktivitet.

C

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

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

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

Congen-mønster – se PCB.

Copepoder – se vandlopper.

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

D

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

DEHP – diethyl hydrogen phtalat, blødgører der anvendes i mange plasticstoffer.

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

Deposition – se atmosfærisk nedfald.

Detritus – dødt, organisk materiale.

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.

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

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

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.

E

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.

Endosymbiont – organisme, der lever symbiotisk med en anden organisme inde i denne.

Epifyt – en plante, som bruger en anden plante som struktur at vokse på (substrat), uden at den tager næring fra værtsplanten.

EQS – Ecological Quality Standard er et vandkvalitetskriterie fastsat i EU's vandrammedirektiv.

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.

Estuarie – overgang mellem flod og hav, dvs. bugt, fjord eller lignende.

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.

Fedtprocent – indholdet af fedt (lipid), 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.

Filtrator – dyr, der samler føde ved at filtrere det omgivende vand for mikroalger. Bruges typisk om muslinger og andre større filtrerende bunddyr.

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.

Fouling-organismer – dyr eller planter, der sætter sig fast på faste genstande i havet som skibsbunde, bøjer eller bundgarnspæle.

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.

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.

Første ordens proces – er en proces, der er afhængig af koncentrationen af et stof, der indgår i processen. Er processen uafhængig af koncentrationen, kaldes den en 0. ordens proces.

G

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

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

H

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

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.

Heterotrofi – når organismer optager organisk stof enten i opløst form eller ved at spise andre organismer. Heterotrofe organismer får energi fra det organiske stof.

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.

Humusstoffer – større organiske molekyler, som danner komplekser med metaller og brunfarver vand.

I

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

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

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

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

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

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

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

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

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

K

Kemisk speciering – bestemmelsen af de individuelle "specier" (former), som et stof findes på.

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.

Kompleksdanner – et stof, der går i kemisk forbindelse med fx metaller. Kan fx bevirke, at et metal bliver mere fedtopløseligt.

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.

Kulstofbiomasse - biomassen udtrykt som mængden af kulstof (C) i et givent område eller vandvolumen (fx $\mu\text{g C pr. liter}$).

Kvalitetsmålsætninger - konkrete miljømål for tilstanden i et vandområde. Typiske kvalitetsmål er sommermiddelkoncentration af klorofyl eller dybdegrænse for ålegræs.

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.

Kvælstofilter (NO_x) - luftformige, kemiske forbindelser mellem kvælstof (N) og ilt (O) betegnes ofte NO_x'er. NO_x'er dannes bl.a. ved forbrænding af fx olie, benzin, kul og gas. NO_x'er er opløselige i vand eller kan reagere med vandet eller stoffer i vandet og omdannes til nitrat.

L

Lagdeling - se skilleflade.

Landovervågning - overvågning af næringsstoffab og dyrkningspraksis i repræsentative landbrugsdominerede oplandsområder.

Livscyklus - et dyrs eller en plantes livsforløb fra hhv. æg eller spore til voksen.

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.

M-FDC - står for "Det Marine Fagdatacenter".

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

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

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

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

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

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

Mesozooplankton - dyreplankton med størrelse 0,2 - 2,0 mm.

Mikronæringsstof - grundstof eller kemisk forbindelse, der er nødvendig i små mængder for opretholdelse af livet. Nogle af mikronæringsstofferne er fx metaller.

Mikrozooplankton - dyreplankton med størrelse 0,02 - 0,2 mm.

Miljøfarlig 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.

Mineralisering - nedbrydning af organiske stoffer til uorganiske (mineralske) stoffer.

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.

Nanoplankton - planktonorganismer med størrelse 0,002-0,02 mm (2-20 μm).

NAO - den nordatlantiske oscillation, beskrives med et indeks, der angiver forskellen i atmosfærisk tryk mellem Azorerne og Island.

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

ng - forkortelse for nanogram, dvs. 1/1.000.000.000 g (10^{-9} g).

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

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

Nitrificerende - nitrificerende bakterier er specielle bakterier, der kan omdanne ammoniak eller ammonium til nitrat. Processen kaldes nitrifikation og foregår kun under iltrige forhold.

nl - forkortelse for nanoliter, dvs. 1/1.000.000.000 l (10^{-9} l)

Nonylphenol - vaskeaktivt stof, der kan holde det fangede snavs i vandfasen.

Normalisator - en parameter, der kan anvendes til at forudsige det "naturlige" indhold af analysanter.

Normalisering - at omregne værdier mod en fysisk/kemisk størrelse, der kan anvendes som udtryk for et "naturlig"/"normalt" niveau for udgangsstoffet.

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

NPo - en betegnelse for kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (o).

Næringsalte - se næringsstoffer.

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

O

Oceanografi - havforskning, fysisk, kemisk og biologisk udforskning af havet.

Operationel - målbart og kvantificerbart i forhold til formål.

Opholdstid - den tid, et vandvolumen har været isoleret fra kontakt med overfladen (i relation til iltsvind) eller den tid, det tager at udskifte hele vandvolumenet (opholdstid i fjorde).

OSPAR - Oslo-Paris Kommissionen, samarbejde om Nordsøens havmiljø.

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

Organisme - et levende væsen; det kan være et dyr eller en plante.

Organotoforbindelser - en række kemiske forbindelser med tin bundet til kulbrinter. Anvendes som anti-svampemiddel og i nogle skibsmalinger som anti-begroningsmiddel.

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

Oxidationstrin - kemisk tilstand, som har betydning for, hvordan et stof reagerer, fx iltning af Fe(II) til Fe(III) i sediment (romertallet i parentes angiver oxidationstrin 2 og 3).

P

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

Partiel oplukning - en oplukningsmetode, der ikke destruerer alle dele af prøven (fx ved brug af saltpetersyre, som ikke angriber silikater).

PCB - polychloreerede 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 congenmonster 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).

Picoplankton - planktonorganismer med størrelse mindre end 0,002 mm (2 μ m).

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

Raphidophyceer - en gruppe af planktonalger, hvoraf mange kan producere giftstoffer, der kan slå fisk ihjel.

Redoxpotentiale - evne til at optage eller afgive elektroner (udtrykkes i mV). Bestemmes fx. i havbunden ved at måle potentialeforskelle mellem brintelektrode og platinelektrode placeret i hhv. vandet og bunden. Positivt potentiale viser oxidierende forhold, mens negativt potentiale tyder på reducerende forhold.

Reduktionsmålsætning - målsætningerne i Vandmiljøplan I og II med hensyn til reduktion af udledninger, udslip og tab af kvælstof og fosfor betegnes "reduktionsmålsætninger". Se kvalitetsmålsætninger.

Rodzonen – det øverste jordlag ned til ca. 1 meters dybde, hvor bl.a. iltforholdene muliggør rodvækst.

Remineralisering – nedbrydning af organisk stof til uorganiske forbindelser.

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.

s.d. – se *standardafvigelse*.

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

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.

Springlag – se skilleflade.

Standardafvigelse (s.d.) – et deskriptivt mål for variationen i data, som beregnes ud fra de observerede værdier.

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.

Succession – rækkefølge. Bruges i biologisk sammenhæng især om forandringer i artssammensætningen over tid.

Sulfatreduktion – sulfatreducerende bakteriers ånding med sulfat (SO_4^{2-}). En anaerob respirationsproces, hvor der produceres svovlbrinte (H_2S).

Svovlbrintebufferkapacitet – hav- eller fjordbundens evne til at tilbageholde svovlbrinte (H_2S) der dannes i den iltfrie bund, når organisk stof nedbrydes med sulfat (SO_4^{2-}) som åndingsmiddel.

Svovlbrintefront – hvor dybt i havbunden, der er H_2S nok til at farve en sølvtråd sort (også benævnt detektionsdybde). Svarer nogenlunde til den dybde, hvortil H_2S når op efter, at H_2S er dannet nede i havbunden under den iltede zone.

Symbiose – flere forskellige arter lever sammen. Anvendes ofte om sameksistens, der giver begge organismer fordele.

T

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

Tilsyn – den overvågning, som amter, 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).

Typefjorde – NOVA 2003-terminologi omfattende Roskilde Fjord, Odense Fjord, Horsens Fjord, Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Skive Fjord, hvor der gennemføres både en omfattende eutrofieringsovervågning og modellering af vand- og stoftransporter.

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

U

Uorganisk – mineralske stoffer. Se organisk.

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 er i 1998 afløst af det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 (se under NOVA-2003).

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

VV – vådvægtsbasis.

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

Y

Ydre danske farvande – Nordsøen, Skagerrak og Østersøen plus de sydlige dele af Øresund (syd for Drogden Tærsklen).

Å

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

20 Referencer

- Aberle, N., Lengfellner, K. & Sommer, U. 2007: Spring bloom succession, grazing impact and herbivore selectivity of ciliate communities in response to winter warming. – *Oecologia* 150: 668-681.
- Alheit, J., Möllmann, C., Dutz, J., Kornilovs, G., Loewe, P., Mohrholz, V. & Wasmund, N. 2005: Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. – *ICES Journal of Marine Science* 62: 1205-1215.
- Andersen, J., Markager, S.S. & Ærtebjerg, G. (red.) 2004: NOVANA. Tekniske anvisninger for marin overvågning, afsnit 2.4: Primærproduktion. <http://www.dmu.dk/Overvaagning/Fagdatacentre/Det+Marine+Fagdatacenter/Tekniske+anvisninger+NOVANA+2004-2009/>
- Beaugrand, G. 2004: The North Sea regime shift: evidence, causes, mechanisms and consequences. – *Progress in Oceanography* 60: 245-262.
- Borja, A., Franco, J. & Pérez, 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(12): 1100-1114.
- Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgard, F., Phillips, G., Rodríguez, J.G. & Rygg, B. 2007: An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. – *Marine Pollution Bulletin* 55: 42-52. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.018>
- Borum, J., Pedersen, O., Greve, T.M., Frankovich, T.A., Zieman, J.C., Fourqurean, J.W., Madden, C.J. 2005: The potential role of plant oxygen and sulphide dynamics in die-off events of the tropical seagrass, *Thalassia testudinum* – *Journal of Ecology* 93: 148-158.
- Boutrup, S., van der Bijl, L., Jensen, P.N., Svendsen, L.M., Grant, R., Bøgestrand, J., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Ærtebjerg, G., Bruus, M., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 2007: Vandmiljø og Natur 2006. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 646.
- Breitburg, D.L., Sanders, J.G., Gilmour, C.C., Hatfield, C.A., Osman, R.W., Riedel, G.F., Seitzinger, S.P. & Sellner, K.G. 1999: Variability in responses to nutrients and trace elements, and transmission of stressor effects through an estuarine food web. – *Limnology and Oceanography* 44 (3, part 2): 837-863.
- Cappelen, J. 2007: Danmarks klima 2006 med Tórshavn, Færøerne og Nuuk, Grønland. – DMI Teknisk rapport 07-01, 51 s. <http://www.dmi.dk/dmi/index/viden/dmi-publikationer/tekniskerapporter.htm>
- Carstensen, J., Conley, D.J. & Henriksen, P. 2004: Frequency, composition, and causes of summer phytoplankton blooms in a shallow coastal ecosystem, the Kattegat. – *Limnology and Oceanography* 49: 190-201.
- Cleve-Euler, A. 1937: Sundets Plankton. Undersøkelser över Öresund XXIV. Lunds Universitets Årsskrift N.F. Avd. 2, Bd. 33, Nr. 9, Lund, 53 pp.
- Conley, D.J., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Hansen, J.L.S. & Josefson, A. 2007: Long-term changes and impacts of hypoxia in Danish coastal waters. – *Ecological Applications* 17(5) Supplement: 165-184.
- Dahl, K. & Dahllöf, I. 2003: Screening for effekter af miljøfarlige stoffer på algesamfund omkring havneanlæg. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 463, 37 s. (elektronisk).
- Dahl, K. 2005: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. 16 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 526.

- Dahl, K. & Carstensen, J. 2005: – I: Dahl, K. (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. & Stand, J. 2005: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. 158 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 535.
- Dyckjær, S., Hoffmann, E. 1999: Muslingefiskeriet i Limfjorden. I: Havmiljøet ved årtusindskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Edwards, M., Beaugrand, G., Reid, P.C., Rowden, A.A. & Jones, M.B. 2002: Ocean climate anomalies and the ecology of the North Sea. – Marine Ecology Progress Series 239: 1-10.
- Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 2006: Atmosfærisk deposition. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 595: 66 s. (elektronisk). <http://www2.dmu.dk/Pub/FR595.pdf>
- EU 2003: Technical guidance document on risk assessment. Part II. European Commission.
- EU 2005a: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS). Substance Data Sheet. Priority Substance No. 20. Lead and its Compounds. CAS-No. 7439-92-1. Final draft. Brussels, 31 July 2005.
- EU 2005b: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS). Substance Data Sheet. Priority Substance No. 21. Mercury and its Compounds. CAS-No. 7439-97-6. Final version. Brussels, 15 January 2005.
- EU 2005c: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS). Substance Data Sheet. Priority Substance No. 6. Cadmium and its Compounds. CAS-No. 7440-43-9. Final version. Brussels, 31 July 2005.
- Fleeger, J.W., Carman, K.R. & Nisbet, R.M. 2003: Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. – Science of the Total Environment. 317: 207-233.
- Flindt, M.R., Lundkvist, M. & Pedersen C.B. 2007: Retablering af ålegræs i fjorde. – Vand & Jord 3: 105-108.
- 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.
- Fødevarerstyrelsen 2005a: Sporelementer i fisk og fiskevarer (CKL projekt 2005): Cederberg, D.L., Rokkjær, I. & Sloth, J.J.
http://www.foedevarestyrelsen.dk/kontrol/kontrolresultater/CKL-projekter/sporelementer_tungmetaller/forside.htm
- Fødevarerstyrelsen 2005b: Sporelementer i blåmuslinger og østers (CKL projekt 2005): Cederberg, D.L., Rokkjær, I. & Sloth, J.J.
http://www.foedevarestyrelsen.dk/kontrol/kontrolresultater/CKL-projekter/sporelementer_tungmetaller/forside.htm
- Fødevarerstyrelsen 2007:
http://www.foedevarestyrelsen.dk/Dioxin_i_fisk/Om_dioxin/forside.htm
- Greve, T.M., Borum, J., Pedersen, O. 2003: Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). – Limnology and Oceanography 48: 210-216.
- Grunnet, K.S. & Dahllöf, I. 2005: Environmental fate of the antifouling compound zinc pyrithione in seawater. – Environmental Toxicology and Chemistry 24(12): 3001-3006.
- Hansen, A.B. 2007: PAH i muslinger fra indre danske farvande, 1998-2005. Niveauer, udvikling over tid og vurdering af mulige kilder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 71 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 613.
<http://www.dmu.dk/Pub/FR613.pdf>
- Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 2005: Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande. I: Ærtebjerg, G. et al.; Marine områder 2004 - Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 551, s. 55-62.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagra..._orter/FR551.pdf
- Hemminga, M.A. 1998: The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. – Journal of Sea Research 39: 183-196.

- Hjorth, M., Dahllöf, I. & Forbes, V. 2006: Effects on the function of three trophic levels in marine plankton communities under stress from the antifouling compound Zinc Pyrithion. – *Aquatic Toxicology* 77: 105-115.
- Hjorth, M., Vester, J., Henriksen, P., Forbes, V. & Dahllöf, I. 2007a.: Functional and structural responses of marine plankton food webs to pyrene contamination. – *Marine Ecology Progress Series*. 338: 21-31.
- Hjorth, M., Dahllöf, I. & Forbes, V. 2007b: Plankton stress responses from PAH exposure and nutrient enrichment. – *Marine Ecology Progress Series* (*in press*).
- Holliday, N.P. & Reid, C.P. 2001: Is there a connection between high transport of water through the Rockall Trough and ecological changes in the North Sea? – *ICES Journal of Marine Science* 58: 270-274.
- Holmer, M., Bondgaard, E.J. 2001: Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. – *Aquatic Botany* 70: 29-38.
- Interlandi, S.J. 2002: Nutrient-toxicant interactions in natural and constructed phytoplankton communities. Results of experiments in semi-continuous and batch culture. – *Aquatic Toxicology* 61: 35-51.
- Johansen, P., Riget, F., Asmund, G., Josefson, A.B. & Hansen, J.L.S. 2006: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. 102 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 605.
- Josefson, A.B. & Rasmussen, B. 2000: Nutrient Retention by Benthic Macrofaunal Biomass of Danish Estuaries: Importance of Nutrient Load and Residence Time. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 205-216.
- Kaj, L., Schlabach, M., Andersson, J., Cousins, A.P., Schmidbauer, N., & Brorström-Lundén, E. 2005: Sioxanes in the Nordic Environment. – *TemaNord* 2005:593.
- Kallenborn, R. Berger, U. Järnberg, U. Per 2004: Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment. – *TemaNord* 2004:552.
- Karentz, D. & Smayda, T.J. 1984: Temperature and seasonal occurrence patterns of 30 dominant phytoplankton species in Narragansett Bay over a 22-year period (1959-1980). – *Marine Ecology Progress Series* 18: 277-293.
- Keats, D. W. 1991: American plaice, *Hippoglossoides platessoides* (fabricius), predation on green sea urchins, *Strongylocentrotus droebachiensis* (muller,of), in eastern Newfoundland. *Journal of Fish Biology* 38 (1): 67-72.
- Keats, D.W., Steele, D.H. & South, G.R. 1986: Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus* L.; Pisces: *Anarhichidae*) predation on green sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis* (O.F.Mull.); Echinodermata: *Echinoidea*) in eastern Newfoundland. – *Canadian Journal of Zoology* 64 (9): 1920-1925.
- Keller, A.A., Oviatt, C.A., Walker, H.A. & Hawk, J.D. 1999: Predicted impacts of elevated temperature on the magnitude of the winter-spring phytoplankton bloom in temperate coastal waters: A mesocosm study. – *Limnology and Oceanography* 44: 344-356.
- Kemp, K., Ellermann, T., Palmgren, F. & Wåhlin, P. 2006: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2005. National Environmental Research Institute. – NERI Technical Report 584: 42 pp. (electronic).
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagra...orter/FR584.pdf
- Koelmans, A.A., Vand Der Heijde, A., Knijff, L.M. & Aalderink, R.H. 2001: Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & effects in aquatic ecosystems. A review. – *Water Research*, 35(15): 3517-3536.
- Kommissionens forordning (EF) nr. 199/2006 af 3. februar 2006 om ændring af forordning (EF) nr. 466/2001 om fastsættelse af grænseværdier for bestemte forurenende stoffer i levnedsmidler for så vidt angår dioxiner og dioxinlignende PCB'er.
- Krause-Jensen, D., Pedersen, M.F., Jensen, C. 2003: Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. – *Estuaries* 26: 866-877.
- Krause-Jensen, D., Christensen, P.B., Nielsen, S.L., Carstensen, J. & Rasmussen, M.B. 2007: Havbunden påvirker ålegræssets dybdegrænse. – *Vand & Jord* 3: 113-116.

- Kaas, H., Moestrup, Ø., Larsen, J. & Henriksen, P. 1999: Giftige alger og algeopblomstringer. Danmarks Miljøundersøgelser. – TEMA-rapport fra DMU 27/1999: 64 s.
- Larsson, D.G.J. & Forlin, L. 2002: Male-biased sex ratios of fish embryos near a pulp mill: Temporary recovery after a short-term shutdown. – *Environmental Health Perspective* 110(8): 739-742.
- Larsson, F., Petersen, D.G., Dahllöf, I. & Sundbäck, K. 2007: Combined effects of an antifouling biocide and nutrient status on a shallow-water microbenthic community. – *Aquatic Microbial Ecology* 48: 277-294.
- Little, C. & Kitching, J.A. 1996: *The Biology of Rocky Shores*. Oxford University Press Inc., New York, 240 pp.
- Lozano, R.B. & Pratt, J.R. 1994: Interaction of toxicants and communities - the role of nutrients. – *Environmental Toxicology and Chemistry* 13 (3): 361-368.
- Luoma, S.N. 1996: The developing framework of marine ecotoxicology: Pollutants as a variable in marine ecosystems. – *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 200: 29-55.
- Maraldo, K. & Dahllöf, I. 2004: Seasonal variations in the effect of zinc pyriithione and copper pyriithione on pelagic phytoplankton communities. – *Aquatic Toxicology* 69: 189-198.
- Markager, S.S. & Storm, L.M. 2003: Miljøeffektvurdering for havmiljøet. Del 1: Empirisk modellering af miljøtilstanden i de åbne indre farvande. Institut for Miljøvurdering. 60 s.
http://www.imv.dk/files/Filer/IMV/Publikationer/Rapporter/2003/havmilj_del_1.pdf
- Medina, M., Barata, C., Telfer, T. & Baird, D.J. 2002: Age- and sex-related variation in sensitivity to the pyrethroid Cypermethrin in the marine copepod *Acartia tonsa* Dana. – *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42: 17-22.
- Miljøstyrelsen 1984: Npo-redegørelse.
- 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.
- Mogensen, B.B., Pritzl, G., Rastogi, S., Glesne, O., Hedlund, B., Hirvi, J.-P., Lundgren, A. & Sigurdsson, A. 2004: Musk Compounds in the Nordic Environment. – *TemaNord* 2004:503.
- Muxika, I., Borja, Á. & Bonne, W. 2005: The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. – *Ecological Indicators* 5(1): 19-31.
- Nielsen, L.W. & Dahllöf, I. 2007: Direct and indirect effects of the herbicides Glyphosate, Bentazone and MCPA on eelgrass (*Zostera marina*). – *Aquatic Toxicology* 82: 47-54.
- Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. – TEMA-rapport fra DMU 28/1999: 64 s.
- OSPAR 2004: Hazardous Substances Series: OSPAR/ICES Workshop on the evaluation and update of background reference concentrations (B/RCs) and ecotoxicological assessment criteria (EACs) and how these assessment tools should be used in assessing contaminants in water, sediment and biota. 9-13 February 2004, The Hague, Final Report.
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00214_BRC%20EAC%20Workshop.pdf
- OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC), The Hague: 25-29 November 1996, Oslo and Paris Commissions, 1998.
- Ostenfeld, C.H. 1913: De danske farvandes plankton i aarene 1898-1901. Phytoplankton og protozoer. – *Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Skrifter*, 7. række, Naturvidenskab og Matematik, Afd. IX. 2, København, 478 s.
- Peakall, D.B. 1992: The role of biomarkers in environmental assessment. – I: Peakall D.; *Animal biomarkers as pollution indicators*. Chapman & Hall, London, UK, pp. 201-226.
- Pelletier, E., Sargian, P., Payet, J. & Demers, S. 2006: Symposium in print: UV effects on Aquatic and Coastal Ecosystems. Ecotoxicological effects of combined UVB and organic contaminants in coastal waters: A review. – *Photochemistry and Photobiology* 82: 981-993.

- Preston, B.L. 2002: Indirect effects in aquatic ecotoxicology: Implications for ecological risk assessment. – *Environmental Management* 29: 311-323.
- Reid, P.C., Edwards, M., Hunt, H.G. & Warner, A.J. 1998: Phytoplankton change in the North Atlantic. – *Nature* 391: 546.
- Reid, P.C., Holliday, N.P. & Smyth, T.J. 2001: Pulses of eastern margin current and warmer water off the north west European shelf linked to North Sea ecosystem changes. – *Marine Ecology Progress Series* 215: 283-287.
- Reusch, T.B.H., Ehlers, A., Hämmmerli, A. & Worm B. 2005: Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. – *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 102, 2826-2831.
- Rohr, J. R., Kerby, J. L. & Sih, A. 2006: Community ecology as a framework for predicting contaminant effects. – *Trends in Ecology & Evolution* 21: 606-613.
- SFT 1997: Klassificering av miljøkvalitet i fjorde og kyst farvann. Statens Forureningstilsyn (SFT), Oslo, Norge. – Vejledning nr. 97:03.
- Siu, W.H.L., Mak, E., Cao, J., De Luca-Abbott, S.B., Richardson, B.J. & Lam, P.K.S. 2004: Micronucleus induction in gill cells of green-lipped mussels (*Perna viridis*) exposed to mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons and chlorinated pesticides. – *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(5): pp. 1317-1325.
- Smayda, T.J., Borkman, D.G., Beaugrand, G. & Belgano A. 2004: Responses of marine phytoplankton populations to fluctuations in marine climate. – I: Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J.W. & Belgano, A. (Eds.): *Marine ecosystem and climate variation*. Oxford University Press, Oxford.
- Strand, J., Larsen, M.M. & Stedmon, C. 2004: Analyse af udviklingen i koncentrationen af miljøfarlige stoffer i det danske havmiljø. – I: Ærtebjerg, G. et al.; *Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling*. – Faglig rapport fra DMU nr. 513, s. 58-65.
<http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Strand, J., Andersen, L., Dahllöf, I. & Korsgaard, B. 2004B: Impaired larval development in broods of eelpout (*Zoarces viviparus*) in Danish coastal waters. – *Fish Physiology and Biochemistry* 30: 37-46.
- Strand, J., Larsen, M.M., Næs, K., Cato, I. & Dahllöf, I. 2006: Tributyltin (TBT). Forekomst og effekter i Skagerrak. Uddevalla, Sweden: Forum Skagerrak II. 39 s. Findes på:
<http://www.forumskagerrak.com/download/503/x/TBT%20web%20ver2.pdf>
- Strand, J., Bossi, R., Sortkjær, O., Landkildehus, F. & Larsen, M.M. 2007: PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser. 49 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 608.
<http://www.dmu.dk/Pub/FR608.pdf>
- Stuer-Lauridsen, F., Gustavson K., Møhlenberg, F., Dahllöf, I., Strand, J., Bjerregaard, P., Korsgaard, B., Rasmussen, T.H., Halling-Sørensen, B. (2007): Misdannet ålekvbeyngel og andre biologiske effekter i danske vandområder, Litteraturudredning, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 1151 (*in press*).
- Sundbäck, K., Petersen, D.G., Dahllöf, I. & Larsson, F. 2007: Combined nutrient-toxicant effect on a shallow-water marine sediment system. Sensitivity and resilience of ecosystem functions. – *Marine Ecology Progress Series* 330: 13-30.
- Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2004: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse – del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 508.
- Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. – *ICES Journal of Marine Science* 57 (3): 579-589.
- 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.
- Vinebrooke, R.D., Cottingham, K.L., Norberg, J., Scheffer, M., Dodson, S.I., Maberly, S.C. & Sommer, U. 2004: Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. – *Oikos* 104: 451-457.
- Wasmund, N., Nausch, G. & Matthäus, W. 1998: Phytoplankton spring blooms in the southern Baltic Sea - spatio-temporal development and long-term trends. – *Journal of Plankton Research* 20: 1099-1117.

Wasmund, N. & Uhlig, S. 2003: Phytoplankton trends in the Baltic Sea. – ICES Journal of Marine Science 60: 177-186.

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://faglige-rapporter.dmu.dk>

[Tom side]

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

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

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

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

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

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. 2007**
- 630 Control of Pesticides 2005. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 24 pp.
 - 629 A chemical and biological study of the impact of a suspected oil seep at the coast of Marraat, Nuussuaq, Greenland. With a summary of other environmental studies of hydrocarbons in Greenland. By Mosbech, A. et al. 55 pp.
 - 628 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2004. By Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Illerup, J.B. 176 pp.
 - 627 Verification of the Danish emission inventory data by national and international data comparisons. By Fauser, P. et al. 51 pp.
 - 626 Trafikdræbte større dyr i Danmark – kortlægning og analyse af påkørselsforhold. Af Andersen, P.N. & Madsen, A.B. 58 s.
 - 625 Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Af Schou, J.S. et al. 128 s.
 - 624 Økologisk Risikovurdering af Genmodificerede Planter i 2006. Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsføringsager. Af Kjellsson, G. et al. 24 s.
 - 623 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2006. By Kemp, K. et al. 41 pp.
 - 622 Interkalibrering af marine målemetoder 2006. Hjorth, M. et al. 65 s.
 - 621 Evaluering af langtransportmodeller i NOVANA. Af Frohn, L.M. et al. 30 s.
 - 620 Vurdering af anvendelse af SCR-katalysatorer på tunge køretøjer som virkemiddel til nedbringelse af NO₂ forureningen i de største danske byer. Af Palmgren, F., Berkowicz, R., Ketzler, M. & Winther, M. 39 s.
 - 619 DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. 35 s.
 - 618 Strategic Environmental Impact Assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. By Mosbech, A., Boertmann, D. & Jespersen, M. 187 pp.
 - 617 Elg i Danmark. Af Sunde, P. & Olesen, C.R. 49 s.
 - 615 NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-09. Del 2. Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. 119 s.
 - 614 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland 2006. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 26 pp.
 - 613 PAH i muslinger fra indre danske farvande, 1998-2005. Niveauer, udvikling over tid og vurdering af mulige kilder. Af Hansen, A.B. 70 s.
 - 612 Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser. Af Asmun, G. 110 s.
 - 611 Projection of Greenhouse Gas Emissions – 2005-2030. By Illerup, J.B. et al. 187 pp.
 - 610 Modellering af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Sørensen, P.B. et al. 41 s.
 - 609 OML : Review of a model formulation. By Rørdam, H., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 128 pp.
 - 608 PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Af Strand, J. et al. 49 s.
- Nr./No. 2006**
- 607 Miljøtilstand og udvikling i Viborgsøerne 1985-2005. Af Johansson, L.S. et al. 55 s.
 - 606 Landsdækkende optælling af vandfugle, januar og februar 2004. Af Petersen, I.K. et al. 75 s.
 - 605 Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005. Af Johansen, P. et al. 101 s.
 - 604 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2004. By Illerup, J.B. et al. 715 pp.
 - 603 Analysing and synthesising European legislation in relation to water. A watersketch Report under WP1. By Frederiksen, P. & Maenpaaa, M. 96 pp.

Vandmiljøplanerne har siden 1989 reduceret udledningen af kvælstof og fosfor til farvandene betydeligt. Dette har medført lavere koncentrationer af næringsstoffer og planktonalger og mere klart vand. Trods dette er miljø- og naturtilstanden i de danske farvande endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes stor træghed i havmiljøet pga. forudgående store påvirkninger og ændringer i økosystemet, især hvad angår bunddyr og bundvegetation. Trægheden kan være forstærket af miljøfarlige stoffer og den højere vandtemperatur i de senere år.