



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

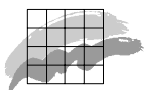
NOVA-2003

Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling

*Faglig rapport fra DMU, nr. 419
2002*



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA-2003

Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling

*Faglig rapport fra DMU, nr. 419
2002*

*Gunni Ærtebjerg
Jesper Andersen
Jacob Carstensen
Trine Christiansen
Karsten Dahl
Ingela Dahllöf
Henrik Fossing
Tina Maria Greve
Jørgen L.S. Hansen
Peter Henriksen
Alf Josefson
Dorte Krause-Jensen*

*Martin M. Larsen
Stiig Markager
Torkel Gissel Nielsen
Britta Pedersen
Jens Kjerulf Petersen
Nils Risgaard-Petersen
Søren Rysgaard
Jakob Strand
Niels Bering Ovesen
Thomas Ellermann
Ole Hertel
Carsten Ambelas Skjøth*

Datablad

Titel:	Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling
Undertitel:	NOVA-2003
Forfattere:	Gunni Ærtebjerg ¹ , Jesper Andersen ¹ , Jacob Carstensen ¹ , Trine Christiansen ¹ , Karsten Dahl ¹ , Ingela Dahllöf ¹ , Henrik Fossing ¹ , Tina Maria Greve ¹ , Jørgen L.S. Hansen ¹ , Peter Henriksen ¹ , Alf Josefson ¹ , Dorte Krause-Jensen ¹ , Martin M. Larsen ¹ , Stig Markager ¹ , Torkel Gissel Nielsen ¹ , Britta Pedersen ¹ , Jens Kjerulf Petersen ¹ , Nils Risgaard-Petersen ¹ , Søren Rysgaard ¹ , Jakob Strand ¹ , Niels Bering Ovesen ² , Thomas Ellermann ³ , Ole Hertel ³ , Carsten Ambelas Skjøth ³
Afdeling:	¹ Afdeling for Marin Økologi; ² Afdeling for Ferskvandsøkologi; ³ Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 419
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt: Redaktionen afsluttet:	December 2002 November 2002
Faglig kommentering: Databehandling:	Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter Ole Manscher, Afdeling for Marin Økologi
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Ærtebjerg, G., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Fossing, H., Greve, T.M., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Petersen, J.K., Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., Strand, J., Ovesen, N.B., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A. 2002: Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 419. http://faglige-rapporter.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Som konsekvens af reducerede udledninger af næringsstoffer er de senere års positive udvikling i miljøtilstanden i fjorde og kystvande fastholdt i 2001 med klarere vand, lavere næringsstofkoncentrationer samt mindre produktion og mængde af planktonalger. Den samme udvikling ses også i de åbne indre farvande, men mindre udpræget. Derimod er der endnu ingen generel forbedring i hyp-pigheden af iltsvind, ålegræssets udbredelse, eller bunddyrsamfundenes tilstand. Både ålegræssets dybdeudbredelse og bunddyrsamfundene i fjorde og kystvande synes begrænset af tilbagevendende iltsvind. Koncentrationer af tungmetaller i muslinger svarer til 'ubetydeligt til moderat forurennet', men koncentrationerne af polyaromatiske olieforbindelser (PAH) og tributyltin (TBT) fra skibsbundmalinger er så høje, at biologiske effekter må forventes. Hormonforstyrrelser pga. TBT hos havsnegle er da også udbredt i danske kystvande – hos følsomme arter endog i den åbne Nordsø. Koncentrationerne af klorerede miljøfarlige stoffer er lavere, men fortsat på niveauer hvor effekter på miljøet ikke kan udelukkes. Kvalitetsmålsætningerne er kun opfyldt i ganske få farvandsområder. De væsentligste årsager er effekter af næringsstoffer, forekomst af iltsvind og effekter af TBT.
Emneord:	Vandmiljø, marin, hav, fjord, miljøtilstand, eutrofiering, Vandmiljøplanen, overvågning, iltsvind, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, marine ecology, assessment, eutrophication, monitoring, environmental quality
Layout & korrektur: Forsidefoto:	Anne van Acker Gunnar Thorson i kuling i Nordsøen. Foto Gunni Ærtebjerg.
ISBN: ISSN (elektronisk): Sideantal:	87-7772-701-0 1600-0048 94
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside: http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR419.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVA-2003 rapporterne er en fortsættelse af rapporterne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998).
Købes hos:	Miljøbutikken Læderstræde 1-3 1201 København K Tlf. 33 95 40 00 Fax 33 92 76 90 butik@mim.dk Miljøbutikkens Netboghandel www.mim.dk/butik

Indhold

	Forord	5
	Summary	6
1	Indledning	8
Del 1	Miljø- og naturtilstanden i 2001	11
2	Klimatiske forhold	11
3	Vand- og stoftransporter	13
4	Landbaserede stoffilførsler	15
5	Atmosfæriske kvælstofdeposition	16
6	Næringsstofkoncentrationer	17
7	Plankton	18
8	Iltforhold	20
9	Bundvegetation	21
10	Bundfauna	22
11	Sedimentkemi	23
12	Tungmetaller i muslinger og fisk	24
13	Miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk	26
14	Effektmonitoring af TBT	28
Del 2	Udvikling i miljø- og naturtilstanden	29
15	Udvikling i klimatiske forhold	29
16	Udvikling i landbaserede stoffilførsler	30
17	Udvikling i atmosfærisk kvælstofdeposition	31
18	Udvikling i næringsstofkoncentrationer	32
19	Udvikling i næringsstoftransporter	34
20	Udvikling i plankton	36
21	Udvikling i iltforhold	39
22	Udvikling i bundvegetation	40
23	Udvikling i bundfauna	45
Del 3	Sammenfatning og konklusioner	49
24	Tilstand, udvikling og målsætningsopfyldelse	49
25	Konklusion	53
Del 4	Tematisk rapportering	55
26	Ciliaten <i>Myrionecta rubra</i> i danske farvande	55
27	Miljøfarlige stoffer i muslinger: Fordele og ulemper ved normalisering	63
28	Kvælstofbudget for de indre farvande	71
	Ordliste	81
	Hvor kan jeg læse mere?	86
	Forfatteroplysninger m.v.	87
	Referencer	88
	Danmarks Miljøundersøgelser	93
	Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports	94
Bilag 1	Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer	
Bilag 2	Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD ₅ -tilførslen til marine kystafsnit	

[tom side]

Forord

Hvordan er miljøtilstanden i havet? Hvordan er ilt-svindssituationen? Hvilke miljøfarlige stoffer påvirker de organismer, som lever i havet? Hvordan er udviklingen?

Denne rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser om miljø- og naturtilstanden i de danske havområder forsøger at give svar på disse og mange andre spørgsmål. Svarene er baseret på den overvågning som finder sted i regi af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-2003 (kaldet NOVA-2003), der fra 1. januar 1998 afløste Vandmiljøplanens Overvågningsprogram som blev iværksat i efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen. 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 stoftilførslerne til vandmiljøet. Med NOVA-2003 er overvågningen udvidet til at omfatte vandmiljøets tilstand i bredeste forstand, samt miljøfarlige stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: landovervågning, ferske vande, atmosfærisk nedfald til havet og marine områder.

Rapporten "Marine områder 2001. Miljøtilstand og udvikling" er baseret på amtens data og rapportering fra overvågning af kystvande og fjorde samt på DMU's og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder. Rapporten forsøger at give en landsdækkende beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen i denne. Det må understreges at der altid vil være lokale områder, hvor forholdene afviger fra det overordnede mønster. I de enkelte amtsrapporter (se kapitlet *Hvor kan jeg læse mere?*) findes fyldestgørende beskrivelser af havmiljøet i lokalområderne.

Rapporten er ligesom sidste år opdelt i 4 dele.

Del 1 "Miljø- og naturtilstanden i året der gik" indeholder korte afsnit, hvor der for en række udvalgte parametre beskrives hændelser, der adskil-

ler sig fra normale mønstre. Fokus er i lighed med rapporten for 2000 flyttet fra basale forklaringer på almindelige fænomener til beskrivelse af, hvad der måtte have været af usædvanlige observationer.

Del 2 "Udviklingen i miljø- og naturtilstanden" beskriver udviklingen i de enkelte parametre. Der er blevet fokuseret på at samle data i nogle få og overskuelige indeks, som kan illustrere, hvorledes de enkelte parametre har udviklet sig gennem tiden. Udviklingen præsenteres i rå tal og er desuden korrigeret for klimatiske variationer. Denne del af årets rapport viderefører sidste års forsøg på at fjerne noget af den "støj", der måtte være forårsaget af naturlige variationer i de klimatiske forhold. Beskrivelser af de enkelte indeks og korrektionerne findes i *Bilag 1*, som er publiceret elektronisk sammen med nærværende rapport på netadressen <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

Del 3 "Sammenfatning og konklusioner" giver en kondenseret beskrivelse af tilstanden og udviklingen samt en kortfattet redegørelse for, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt.

Del 4 "Tematisk rapportering" indeholder længere afsnit, hvor enkelte parametre og problemstillinger er taget op til grundigere analyse. Årets 3 temaer omhandler:

- Ciliaten *Myrionecta rubra* i danske farvande
- Miljøfarlige stoffer i muslinger: Fordele og ulemper ved normalisering
- Kvælstofbudget for de indre farvande

Det sidstnævnte tema er medtaget på baggrund af, at der i efteråret 2002 har været en intens offentlig debat om Danmarks andel af de samlede kvælstoftilførsler til de indre farvande. Det har været anført, at Danmarks andel er beskeden i forhold til tilførslerne fra atmosfæren og nabolandene og med havstrømme fra Skagerrak og Østersøen, og at gennemførelse af vandmiljøplanerne derfor kun vil have ringe effekt på fx iltsvind i Kattegat, Øresund og Bælthavet. DMU har derfor opstillet et kvælstofbudget for total og biotilgængeligt kvælstof til de indre farvande, som præsenteres her.

I årets rapport er Del 1 - tilstandsdel - og 2 - udviklingsdel - forsøgt skrevet i et sprog, så de kan læses af personer uden speciel uddannelse, men med en almindelig interesse for miljø- og naturforholdene i de danske farvande. Rapporten er desuden suppleret med en ordliste over fagudtryk og en oversigt over andre rapporter mv. om hav- og vandmiljøet i Danmark og landene omkring Østersøen og Nordsøen.

Summary

The quality criteria for Danish marine waters were only fulfilled for a restricted number of the estuaries, coastal regions and open waters. The few coastal areas that meet the criteria are generally non-stratified shallow water areas with relatively restricted load from land based sources. The open sea areas that meet the criteria are the non-coastal parts of the North Sea, the Skagerrak and the Kattegat (Northern and Central). The failure to attain the criteria is primarily a result of nutrient loading, the occurrence of oxygen depletion and the effects of TBT. In order to fulfil the criteria for Danish marine waters and achieve significant and long-lasting improvements in their condition, further reductions in nutrient load (in particular from diffuse sources), and for certain areas a decrease in TBT and other organic contaminants, are greatly needed.

Year 2001

The annual mean temperature in 2001 was 0.5°C above normal. 12 of the last 14 years have been warmer than long-term average 1961-1990. Especially January, July, August and October were warm. Precipitation and runoff in 2001 were close to normal, with the highest precipitation in September. The most noteworthy climate incident in 2001 was the unusually low frequency of strong wind events in all months, in particular throughout winter and spring.

Nutrient supply

In 2001 the diffuse sources (including small settlements) made up 90% of the total nitrogen load and 65% of the total phosphorus load to the Danish estuaries and coastal waters.

The nitrogen load from Denmark, corrected for inter-annual variations in runoff, has decreased significantly. About 35% in the period 1990-2001, with 21% due to the reduction in export from agricultural soils, and 14% due to the reduction in load from point sources. During the same period the phosphorus load has decreased 60%, mainly due to improved sewage treatment. There has also been a reduction in the atmospheric nitrogen deposition to open waters of about 15% since 1989. Both the loads from land and the atmosphere vary considerably from year to year due to variations in precipitation and runoff.

Nutrient concentrations

The decreasing nutrient load to Danish waters is reflected in their nutrient concentrations. The nitrogen concentrations in 2001 were the lowest observed during the period 1989-2001 and at the

same level as the very dry years 1996 and 1997. In the open waters (the Kattegat, the Sound and the Belt Sea) the runoff corrected nitrogen concentration shows a steady decrease since 1989. In the estuaries and coastal waters, a significant decrease was observed after 1997. In the estuaries and coastal waters, the phosphorus concentrations have stabilised at a low level after significant decreases in the beginning of the 1990s.

Corrected for inter annual variation in runoff, the export of nutrients from the estuaries to the open waters has decreased, for phosphorus since mid 1980s and for nitrogen since mid 1990s. The nutrient exchange with the Baltic Sea and the Skagerrak varied from year to year in the period 1999-2001.

An average annual nitrogen budget for the Kattegat – Belt Sea area for the period 1989-96 shows that the Danish contribution of total nitrogen to the total supply from surrounding countries, atmosphere, Skagerrak and the Baltic Sea amounts to 12%. The Danish contribution increases to 25-32% taking the bioavailability of the nitrogen from different sources and recycling via Skagerrak into consideration.

Effects of nutrient enrichment

The decreasing nutrient concentrations have affected the biological systems in the Danish waters. In the estuaries and coastal waters a significant increase in the transparency and decrease in phytoplankton biomass and primary production is observed. In the open waters the effects are less pronounced. However, the transparency is higher, and the diatom biomass and the phytoplankton primary production are lower than in the 1980s.

The bottom water oxygen concentration late summer and autumn in the open waters has decreased significantly from the 1970s to the late 1980s. During the 1990s, no general development is observed, neither in the open waters nor the estuarine and coastal waters, most likely due to inter-annual climatic variations. The occurrences of oxygen depletion in 2001 can be characterised as average for the latest 15-20 years.

It has been shown both for estuaries and the open Kattegat and Belt Sea that the part of the oxygen deficiencies which cannot be attributed to climatic forcing (stratification, bottom water residence time, temperature) is related to the nitrogen load, the higher load the lower oxygen concentration.

The long-living benthic organisms show less unambiguous development. Some trends are as expected from decreasing nutrient and phytoplankton concentrations. The abundance of macrozoobenthos has decreased during the 1990s in the Kattegat, the Sound and the Belt Sea, which would be expected from the decrease in nitrogen concentrations and in diatom biomass. The coverage of eelgrass has increased at greater depths in the outer estuaries corresponding to an increase in the transparency of the water, and the amount of short-lived nuisance macroalgae has generally decreased at low water depths, in accordance with lower nutrient availability. The coverage of macroalgae at stone reefs in the Kattegat was high in 2001 and at the same level as in the dry years 1996 and 1997, but no general development can be shown over the period 1994-2001.

Other developing trends, however, do not match the general picture of an improved environmental quality. The depth distribution of eelgrass has not increased, but decreased in the estuaries and remained unchanged at open coasts. This might be due to repeated oxygen deficiency below the present depth limit, or other general difficulties for the eelgrass in re-establishment at greater depths. Beside, the coverage of eelgrass has decreased at shallower depths in the outer estuaries and at open coasts. The macrozoobenthos communities in the estuaries and coastal waters show large variations

from year to year. This might be due to repeated occurrences of oxygen deficiency, preventing the communities to stabilise.

The results show that eutrophication problems still exist in the Danish waters, especially concerning bottom living organisms, and especially in the estuarine and coastal waters.

Heavy metals and organic contaminants

Heavy metal concentrations in mussels in Danish waters in 2001 correspond generally to "insignificant to moderate polluted" according to the Norwegian classification system.

Measurements of organic contaminants in mussels and fish show that the concentrations of TBT and PAH in the Danish estuaries, the Kattegat, the Sound and the Belt Sea are high, and biological effects are expected to occur. Imposex and intersex induced by TBT are still widespread in the four gastropod species investigated. The highest level of effects is observed in coastal waters, where the TBT level is expected to be highest. However, in the most sensitive species, effects are also observed in open waters, even in the open North Sea. Generally the concentrations of PCB and other chlorinated compounds cause less concern. However, their levels are still so high that negative effects on the biota cannot be excluded.

1 Indledning

Folketinget vedtog i foråret 1987 Vandmiljøhandlingsplan I. Formålet var generelt at forbedre vandmiljøet i Danmark ved at reducere tilførslerne af næringssalte i form af kvælstof, fosfor og organisk stof. For kvælstofs vedkommende blev det besluttet at halvere de samlede tilførsler fra landbrug (markbidrag = udvaskning af gødning fra markerne og gårdbidrag = udsivning og udslip af gylle fra gårdene), spildevandsrensningsanlæg og industrier set i forhold til tilførslen i midten af 1980'erne. For fosfor blev det tilsvarende besluttet at reducere de samlede tilførsler med 80%, hvor landbrugsdelen dog alene omfattede gårdbidraget, da der var usikkerhed om omfanget af udvaskningen af fosfor fra markerne.

For at følge effekterne af disse tiltag vedtog Folketinget, at der samtidig skulle etableres et overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske parametre, 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, og resultaterne herfra viste, at de parametre, 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 fra det gamle overvågningsprogram er i hovedtræk blevet videreført i det nye overvågningsprogram (kaldet NOVA-2003), som blev iværksat i 1998 (Miljøstyrelsen 2000). I det nye program er der dog foretaget en række justeringer af den måde, hvorpå de enkelte parametre måles, og nye parametre er blevet tilføjet. Dette er sket dels på baggrund af erfaringerne fra det tidligere måleprogram og dels på baggrund af den nyeste forskning, herunder resultater fra Havforskningsprogram 90 og Det Strategiske Miljøforskningsprogram. Der var desuden opstået den erkendelse, at der var behov for at kende de miljøfarlige stoffers og tungmetallernes forekomst og skæbne i vandmiljøet. Disse stoffer blev derfor også en del af NOVA-2003.

Formålet med overvågningen

Formålet med overvågningen af havet er:

- at følge udviklingen i de fysiske-kemiske forhold, herunder hydrografiske forhold og iltvind
- at følge udviklingen i forekomst og koncentration af næringsstoffer i vandfase og i sediment
- at følge udviklingen i biologiske forhold
- at opgøre transporterne af vand- og næringsstoffer i de danske farvande
- at opgøre forekomst og koncentration i vandfase, sediment og biota af miljøfarlige stoffer og tungmetaller og
- at vurdere biologiske effekter af udvalgte miljøfarlige stoffer og tungmetaller.

Table 1.1 Oversigt over antal stationer, hvorfra der er anvendt data i vurderingen af miljøtilstanden i 2001. Områdetyperne refererer til programbeskrivelsen (Miljøstyrelsen 2000). M & T angiver amternes stationer for miljøfarlige stoffer og tungmetaller. # angiver NOVA bundfaunaområder.

	Område- og stationstyper						
	Fjorde og bugter (områder)			Åbne farvande (stationer)			I alt
	Type	Repræsentative	M & T	Intensiv	Ekstensiv	Stenrev	
<i>Fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen</i>							
• Profilmålinger	19	37		16			72
• Næringsstoffer	16	42		16	83		157
• Sigtdybde	19	32		14			65
• Iltkoncentration	14	17		6			37
• Miljøfarlige stoffer og tungmetaller			17				17
<i>Fysiske og kemiske forhold i sediment</i>							
• Ilt	17						17
• Svovlbrintebufferkapacitet	17	16		2			35
• Næringsstofflux	17						17
• Miljøfarlige stoffer og metaller			29		19		48
<i>Hydrografi</i>							
• Vand- og stoftransport	6	3		3 snit			9 (+3 snit)
<i>Biologiske forhold</i>							
• Primærproduktion	9	6		7			22
• Planteplankton	6	8		4	1		19
• Dyreplankton	4						4
• Bundplanter	15	143				8	166
• Bundlevende dyr							
• blødbundsfauna	4 #	17 #			22		43
• miljøfarlige stoffer og metaller					2		22
• imposex hos snegle		24			19		43

Områder og prøvetagningsprogram

I NOVA-2003 er målestationerne i kystområderne opdelt i "repræsentative områder" og "typeområder", mens stationer i de åbne farvande er opdelt i "intensivstationer", "bøjestationer" og "ekstensivstationer". Overvågning finder i perioden 1998-2003 sted i eller på:

- 6 typeområder
- 32 repræsentative fjord- og kystområder
- 17 områder til overvågning af miljøfarlige stoffer
- 16 marine intensivstationer og 6 bøjestationer
- 26 pelagiske ekstensivstationer i de indre danske farvande og 50 ekstensivstationer i Nordsøen og Skagerrak
- 126 bundfaunastationer i de indre farvande
- 9 stenrev, hvor vegetationen overvåges.

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) fysiske og kemiske forhold i sedimenter, iii) hydrografi og massebalance og iv) biologiske forhold. Overvågningen af miljøfarlige stoffer og tungmetaller finder sted i både vandfasen, sedimenter og biota. *Tabel 1.1* indeholder oplysninger om parametre og område- og stationstyper som ligger til grund for årets rapport. Af *Figur 1.1A, B* og *C* kan det ses, hvor de forskellige områder og stationer er placeret, samt hvilke parametre der er målt.

Dataoverførsel og rapportering

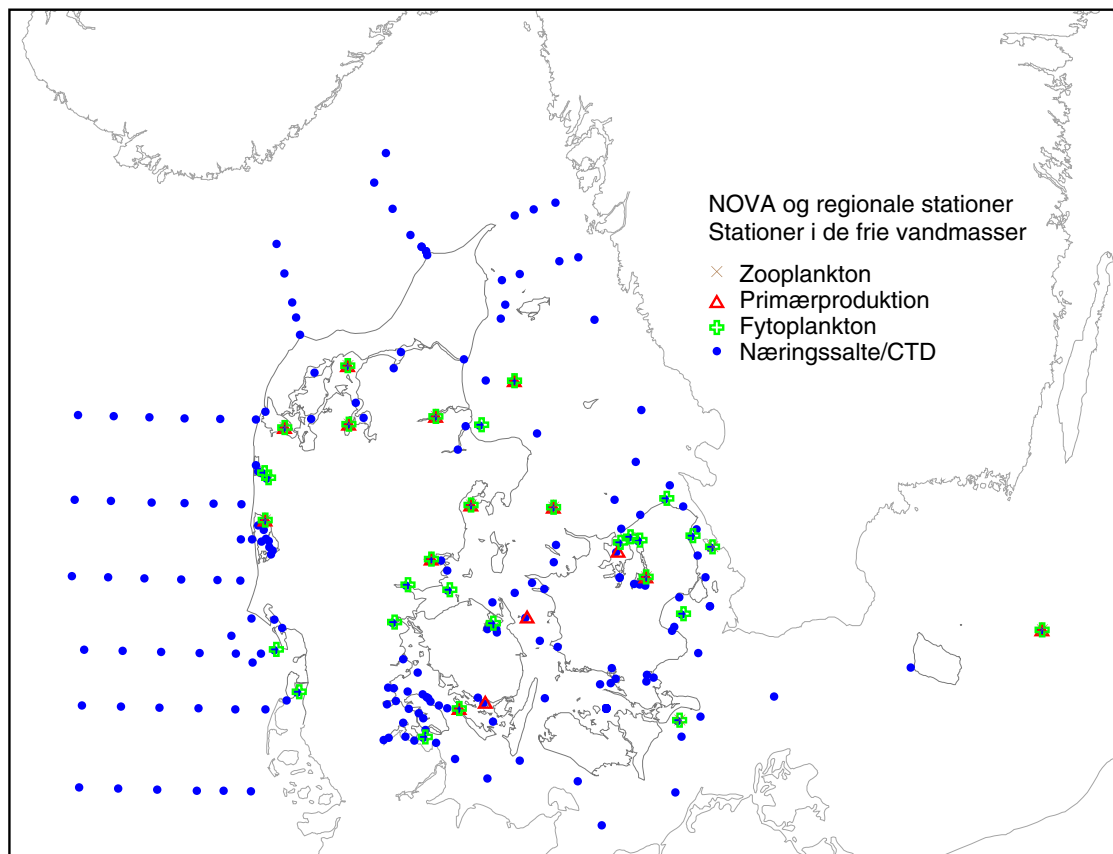
Data fra de af amterne gennemførte undersøgelser skal som udgangspunkt være indberettet til det marine fagdatacenter (M-FDC) den 1. juni. M-FDC har indgået en række frivillige aftaler med amterne om tidligere og løbende overførsel af data. Disse aftaler har betydet, at hovedparten af data har været overført, kvalitetssikret og indlagt i M-FDC's database i god tid inden den 1. juni.

Data vurderes og rapporteres på 3 niveauer:

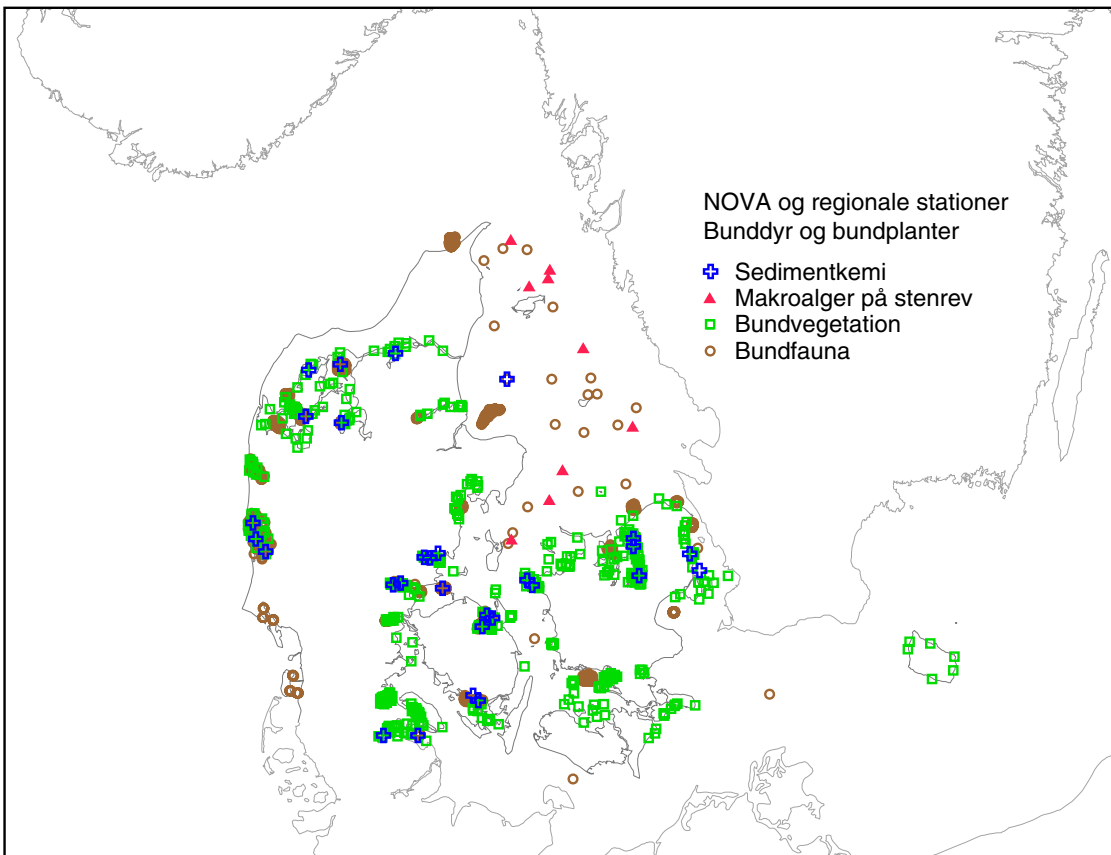
- amterne rapporterer særskilt resultaterne af den gennemførte overvågning – se afsnittet *Hvor kan jeg læse mere?*
- der udarbejdes en sammenfattende landsdækkende havrapport om tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene i de danske farvande (denne rapport) og
- de overordnede resultater og konklusioner fra de forskellige delprogrammer indgår i den faglige sammenfatning *Vandmiljø 2002* (Andersen et al. 2002).

Formålet med rapporteringen

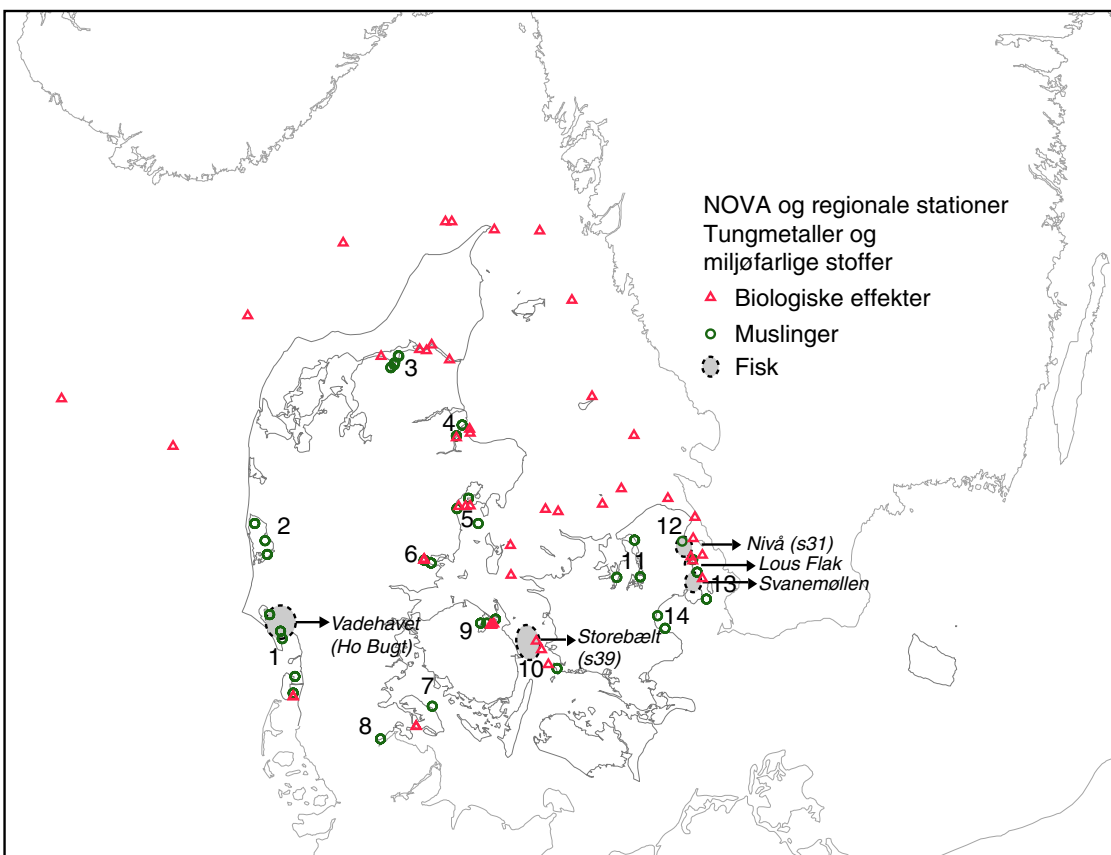
Dette års landsdækkende havrapport har til formål: i) at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene, ii) at gøre rede for transporterne af næringsstoffer i de danske farvande og iii) at vurdere om de fastsatte kvalitetsmål for vandmiljøet og naturforholdene er opfyldt.



Figur 1.1A Pelagiske prøvetagningsstationer og områder, som er anvendt i denne rapport.



Figur 1.1B Bentiske prøvetagningsstationer og områder, som er anvendt i denne rapport.



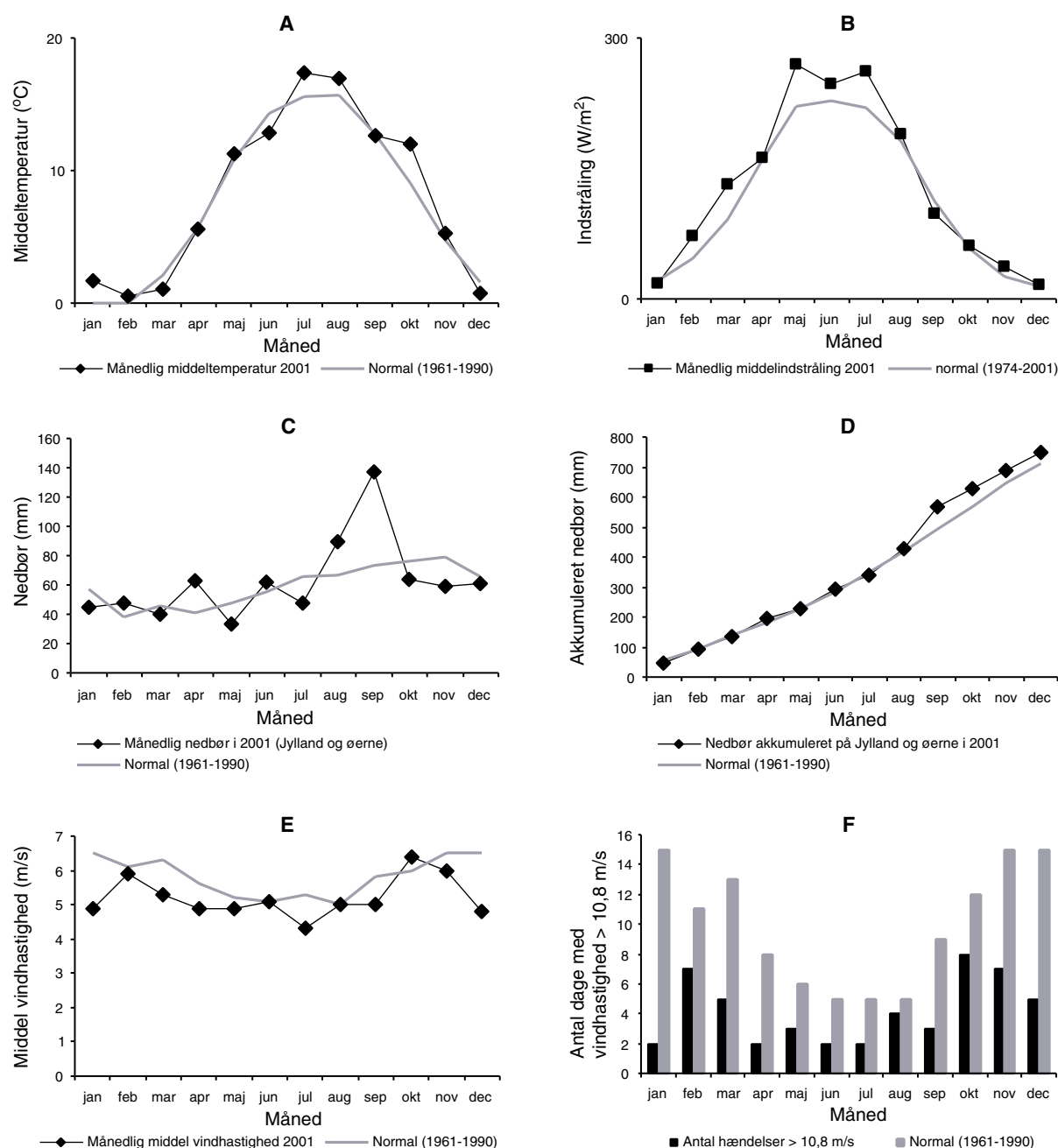
Figur 1.1C Prøvetagningsstationer og områder, hvor tungmetaller og miljøfarlige stoffer overvåges. Tallene angiver områdenumre, se Kapitel 12 og 13.

Del 1 Miljø- og naturtilstanden i 2001

2 Klimatiske forhold

I dette afsnit beskrives de klimatiske forhold i Danmark i 2001 med arealvægtede gennemsnit af temperatur og nedbør for Jylland og øerne sammenholdt med standardperioden 1961-1990 (anvist af World Meteorological Association), med indstråling målt ved Risø sammenholdt med 10-års-

perioden 1990-1999 og med den retningsbestemte vindtransport målt ved Risø. Datagrundlaget er fra hhv. Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport fra 2001 (Cappelen & Jørgensen 2002), samt målinger udført af DMI og af Afdelingen for Vindenergi, Forskningscenter Risø.



Figur 2.1 Årsvariation i 2001 af A) temperatur, B) indstråling ved Risø, C) nedbør, D) akkumuleret nedbør, E) middel vindhastighed og F) hyppighed af vindhændelser med hastigheder over 10,8 m/s (svarende til kuling).

Første kvartal i 2001 var lidt varmere (Figur 2.1A), mindre blæsende (Figur 2.1E) og mindre overskyet (Figur 2.1B) end normalt. Det mindre blæsende klima afspejles i lavere middel vindhastighed (Figur 2.1E), færre ekstreme vindhændelser (Figur 2.1F) og en fremherskende vindretning fra sydøst fremfor normalt sydvest (Figur 2.2) i denne periode. NAO-indekset var for vinteren 2000/2001 $-0,5$. Det relativt lave NAO-indeks reflekterer, at det fremherskende vestenvindsklima, som vi normalt har i denne periode, ikke var så fremherskende som ellers, hvilket også afspejles i både lav middelvindhastighed, færre ekstreme vindhændelser, vindretning fra sydøst og en højere indstråling (mindre skydække). NAO-indekset er det indeks, der bedst beskriver klimaforholdene i Danmark, og det er defineret som forskellen i atmosfærisk tryk ved havoverfladen mellem Ponta Delgado på Azorene og Stykkisholmur på Island. Et højt vinter NAO-indeks (december-marts middel) betyder i nordvest Europa, at vintervejret præges af kraftigere vestenvinde, øget frekvens af storme samt højere temperatur og nedbør i forhold til år med lavt NAO-indeks. Et højt NAO-indeks varierer mellem værdierne 1 og 3. Perioden 1974-2001 har været præget af positive NAO-indeks, der dermed indikerer fremherskende vestenvindsklima i vinterperioden.

Andet kvartal i 2001 var også mindre blæsende end normalt. Som i første kvartal 2001 var både middelvindhastigheden og antallet af ekstreme

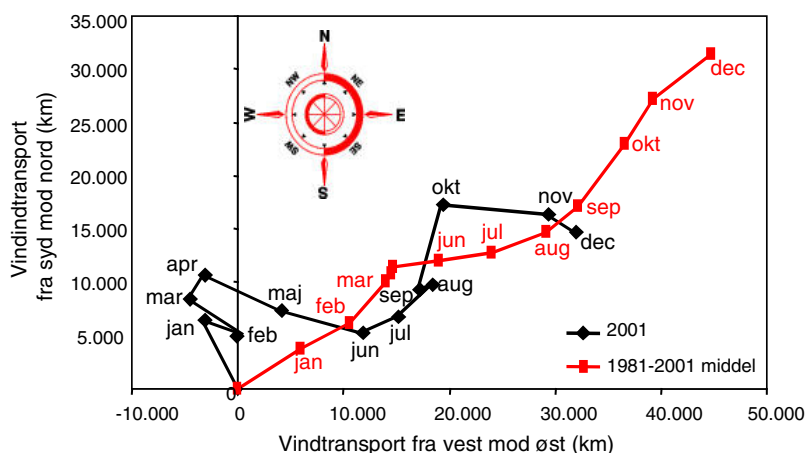
vindhændelser mindre end normalt (Figur 2.1E og 2.1F), og den fremherskende vindretning var fra nordvest fremfor normalt fra vest i denne periode (Figur 2.2).

Tredje kvartal i 2001 var varmere og mindre blæsende end normalt (Figur 2.1A, 2.1E og 2.1F). September var årets mest regnfulde måned med nedbør på 40 mm over normalen (140 mm for hele måneden) (Figur 2.1C). Igen var middelvindhastigheden og antallet af dage med vindstyrke over kuling mindre end normalt (Figur 2.1E og 2.1F). Vindretningen var dog fra sydvest som normalt for denne periode (Figur 2.2).

Fjerde kvartal 2001 var som tredje kvartal varmere og mindre blæsende end normalt (Figur 2.1A og 2.1E). Igen var middelvindhastigheden og antallet af dage med vindstyrke over kuling mindre end normalt (figur 2.1E og 2.1F). Vindretningen var fra vest i modsætning til normalt fra sydvest (Figur 2.2).

År 2001

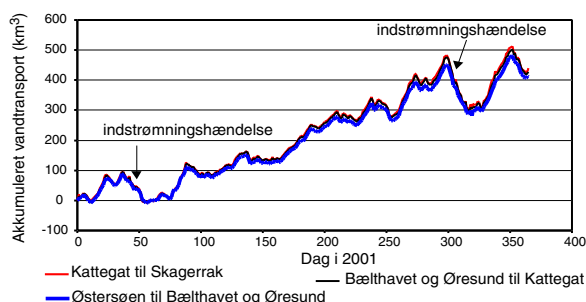
I 2001 var nedbøren tæt på det normale niveau. Årsmiddeltemperaturen for hele landet var $8,2^{\circ}\text{C}$, og dermed $0,5^{\circ}\text{C}$ over normalen. Dermed har 12 ud af de seneste 14 år været varmere end normalt (Cappelen & Jørgensen 2002). Det er bemærkelsesværdigt og af stor betydning for iltforholdene (se Kapitel 8), at hele året var mindre blæsende end normalt (Figur 2.1E, og 2.1F).



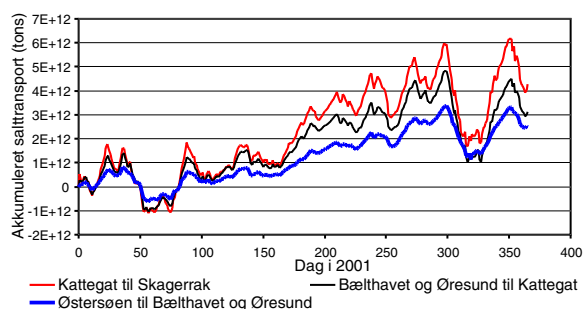
Figur 2.2 Den retningsbestemte vindtransport er beregnet som vektorsummen af den øst-vestgående og den nord-sydgående hastighedskomponent. Dette betyder, at lige store transporten hhv. i østlig og vestlig retning betegnes med forskelligt fortegn og resulterer i en middeltransport på 0 km. Størrelsen af den resulterende vindvektor bliver dermed et udtryk for middelvindtransporten i en given måned, under hensyntagen til vindretningen. Retningen af den resulterende vindvektor beskriver middelvindretningen i den pågældende måned, og figuren er orienteret således, at vinde fra syd er positive langs y-aksen og vinde fra vest er positive langs x-aksen. Den akkumulerede transport ved afslutningen af hver måned er markeret med månedens navn. Den absolutte vindtransport pr. måned (dvs. den samlede afstand som vinden tilbagelægger på en måned, uden hensyn til vindretningen) svarer til middelvindhastigheden, som er vist i Figur 2.1E. Data fra Afdeling for Vindenergi, Forskningscenter Risø.

3 Vand- og stoftransporter

I dette afsnit beskrives vand- og stoftransporter gennem de indre danske farvande i 2001. Datagrundlaget er baseret på modelberegninger med Farvandsmodellen udført af DHI – Institut for Vand og Miljø. Stoftransporterne omfatter transport af salt, uorganisk kvælstof ($\text{DIN} = \text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$), uorganisk fosfor ($\text{DIP} = \text{PO}_4$), total kvælstof (TN) og total fosfor (TP) i 3 tværsnit – Østersøen til Bælthavet/Øresund, Bælthavet/Øresund til Kattegat og Kattegat til Skagerrak (snit ved Læsø). Tværsnittene er valgt således, at der ca. strømmer den samme mængde vand gennem hvert snit (Figur 3.1). Når transporten af vand over snittene er den samme, vil forskelle i stoftransporter afspejle koncentrationsforskelle mellem de forskellige snit. Figur 3.1-3.6 viser alle akkumulerede stoftransporter over året. En stigning viser en transport fra syd mod nord, og et fald viser en transport fra nord mod syd, og ingen forskel viser en transport på 0. En transport på 0 indtræffer i perioder, hvor stofkoncentrationerne er meget lave.



Figur 3.1 Akkumuleret vandtransport i 2001 beregnet i 3 snit med Farvandsmodellen.



Figur 3.2 Akkumuleret salttransport i 2001 beregnet i 3 snit med Farvandsmodellen.

Transport af vand og salt

Vandtransporten var som altid gennemgående fra syd mod nord, dog med to markante undtagelser i hhv. februar og oktober/november 2001, hvor to markante indstrømningshændelser fra Skagerrak til Østersøen indtraf (Figur 3.1). Den stigende salt-

transport mellem de tre snit reflekterer saltgradienten i de indre danske farvande med lavere salinitet i Østersøen end i Skagerrak (Figur 3.2). Under de to indstrømningshændelser skete der en udligning af saliniteten i de tre snit, således at forskellen i salttransport mellem snittene blev lille. Udligningen af saltgradienten i de to indstrømningshændelser viser, at saltvandsindtrængningerne strakte sig fra Skagerrak til Østersøen.

Transport af DIN

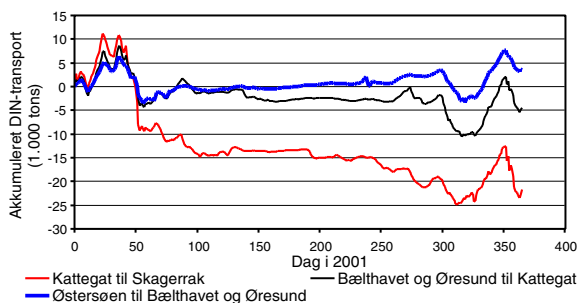
Østersøen og Bælthavet/Øresund

I årets første 80 dage, dvs. til 21. marts, fulgte transporten af DIN transporten af vand fra Østersøen til og fra Bælthavet/Øresund og fra Bælthavet/Øresund til og fra Kattegat (Figur 3.3). Efter 21. marts (dag 80) faldt koncentrationen af DIN til et meget lavt niveau, således at der i perioden fra 21. marts (dag 80) til 27. oktober (dag 300) i 2001 næsten ikke var en transport af DIN fra Østersøen til Bælthavet/Øresund eller fra Bælthavet/Øresund til Kattegat. Dette skyldes, at det uorganiske kvælstof bliver brugt i forbindelse med forårsopblomstringen af planktonalger, og først omkring indstrømningshændelsen den 27. oktober (dag 300) var koncentrationen atter på et niveau, hvor DIN blev transporteret. Koncentrationsstigningen i slutningen af året skyldes, at det biologiske optag af DIN i algerne er ringe i vintermånederne. Desuden bliver næringssalte frigivet ved nedbrydning af organisk stof i vandsøjlen og på bunden, og der bliver tilført DIN fra atmosfæren, fra landbaserede kilder og fra dybere vandlag med højere DIN-koncentrationer.

Kattegat/Skagerrak

I årets første 45 dage blev DIN transporteret fra Kattegat til Skagerrak (Figur 3.3). Med den store indstrømningshændelse i februar blev der transporteret både overflade- og bundvand med høje næringssaltkoncentrationer fra Skagerrak til Kattegat. Indstrømningen af DIN fortsatte efter, at den gennemsnitlige vandtransport var vendt til igen at blive nordgående. Selvom den gennemsnitlige strøm var nordgående mellem 21. februar (dag 50) og 10. april (dag 100), var der en mindre sydgående strøm af bundvand med høj koncentration af DIN, som medførte, at nettotransporten af DIN var sydgående. Den sydgående transport af DIN i denne periode trængte dog ikke fra Kattegat videre til Bælthavet/Øresund. Efter 10. april (dag 100) faldt koncentrationen af DIN både i overflade og bundlag, så der ikke var en transport mellem 10. april (dag 100) og 28. august (dag 240). Fra 28. august (dag 240) til 6. november (dag 310) fandt der igen en indstrømning sted af næringsrigt bundvand fra

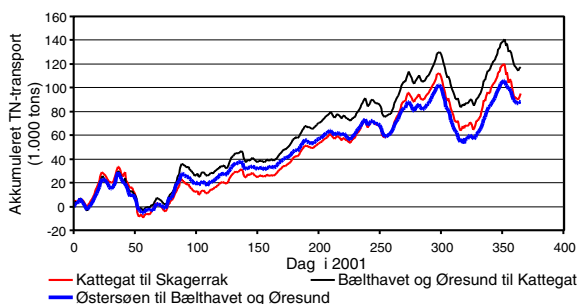
Skagerrak til Kattegat, men denne indstrømning blev først forplantet til Bælthavet/Øresund og Østersøen omkring 27. oktober (dag 300), hvor den anden markante indstrømningshændelse i slutningen af oktober fandt sted. Da vandstrømningen vendte til udadgående 26. november (dag 330), blev DIN igen transporteret med strømmen fra Kattegat til Skagerrak, da koncentrationsforskellen mellem overflade og bundlag igen var blevet lille.



Figur 3.3 Akkumuleret DIN-transport i 2001 beregnet i 3 snit med Farvandsmodellen.

Transport af TN

TN-puljen er sammensat af uorganisk og organisk bundet kvælstof. Koncentrationen af TN varierer meget lidt over året, men typisk er den uorganiske andel af puljen stor om vinteren, hvorimod den organiske andel er stor om sommeren. Transporten af TN i 2001 fulgte transporten af vand mellem de tre snit (Figur 3.4). Dog var transporten fra Bælthavet/Øresund til Kattegat større end transporten fra Østersøen til Bælthavet/Øresund og fra Kattegat til Skagerrak, formentligt pga. en større organisk bundet kvælstofpulje i Bælthavet/Øresund, der sandsynligvis blev etableret i forbindelse med forårsopblomstringen sidst i marts (ca. dag 80).



Figur 3.4 Akkumuleret TN-transport i 2001 beregnet i 3 snit med Farvandsmodellen.

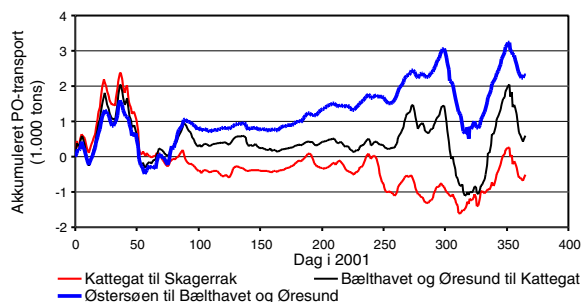
Transport af DIP

Frem til 27. marts (dag 80) fulgte DIP-transporten transporten af vand i alle tre snit (Figur 3.5). I perioden fra 27. marts – 30. juni (dag 80-180) var koncentrationen af DIP i alle tre snit så lav, at der stort set ikke blev transporteret DIP. Efter 30. juni (dag 180) steg koncentrationen og dermed den nordgå-

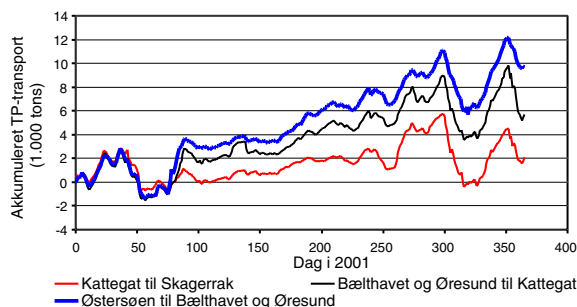
ende transport af DIP fra Østersøen til Bælthavet/Øresund. Denne stigning sås imidlertid ikke i snittet fra Bælthavet/Øresund til Kattegat, og derfor blev de ca. 500 tons DIP, som transporten blev forøget med frem til 7. september (dag 250), omsat i Bælthavet/Øresund. Efter 7. september (dag 250) fulgte DIP-transporterne til og fra Østersøen og til og fra Bælthavet/Øresund transporten af vand, hvorimod der var en sydgående transport fra Skagerrak til Kattegat, som ikke blev forplantet til Bælthavet/Øresund. Den sydgående transport skyldtes igen store koncentrationsforskelle mellem overflade og bundlag. Efter 27. oktober (dag 300) var denne koncentrationsforskel igen blevet udlignet, og transporterne fulgte transporten af vand i alle tre snit.

Transport af TP

Transporten af TP var ens i de tre snit frem til midten af marts 2001 (dag 80) (Figur 3.6). Efter 27. marts (dag 80) steg koncentrationen af TP i Østersøen. Denne stigning medførte, at transporten af TP fra Østersøen til Bælthavet/Øresund var betydeligt større end transporten af TP fra Kattegat til Skagerrak. Forskellen i transport mellem de to snit betød, at TP fra Østersøen blev akkumuleret i Bælthavet/Øresund og i Kattegat. Denne udvikling fortsatte året ud.



Figur 3.5 Akkumuleret DIP-transport i 2001 beregnet i 3 snit med Farvandsmodellen.



Figur 3.6 Akkumuleret TP-transport i 2001 beregnet i 3 snit med Farvandsmodellen.

4 Landbaserede stoftilførsler

Vand- og stoftilførsler fra land til marine kystområder består af tilførsler via vandløb og direkte udledninger. Opgørelse af tilførslerne af ferskvand, kvælstof, fosfor og organisk stof (BOD₅) til 1. og 2. ordens kystfarvandsafsnit (se *Bilag 2*) er foretaget på basis af indberetninger fra amterne og oplysninger fra Miljøstyrelsen om punktkildeudledninger.

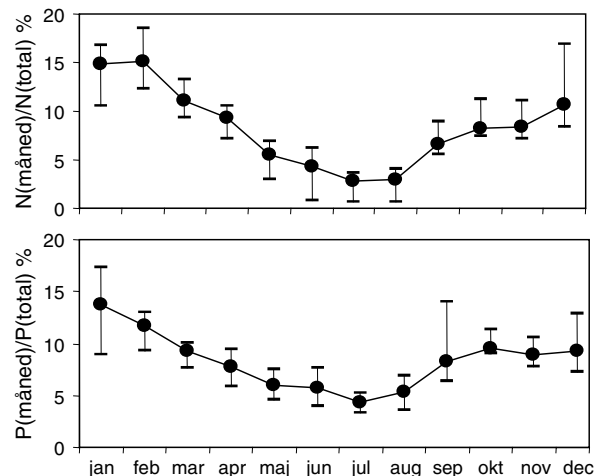
Ferskvandsafstrømningen var i 2001 på 14.400 mio. m³ (335 mm), hvilket er kun 2% over normalen for 1971-2000. Samtidig var afstrømningen ca. 12% mindre end i 2000. Afstrømningen var i de fleste måneder nær eller lidt under normalen. Kun i september og oktober var den noget over normalt.

Tabel 4.1 Tilførsel af total kvælstof, total fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 2001. (afrundede tal).

	Kvælstof tons	Fosfor tons	BOD ₅ tons
Afstrømning til havet via vandløb ekskl. spildevand	64.600	1.290	15.200
Punktkilder til ferskvand	4.000	440	6.300
Spredt bebyggelse	1.000	230	3.900
Afstrømning til havet via vandløb	69.600	1.950	25.400
Spildevand direkte til havet	3.000	360	6.100
Havbrug	300	30	1.600
Total tilførsel fra land og havbrug	72.800	2.340	33.200

Tilførslen til kystområder via vandløb og direkte spildevandsudledninger, inklusive havbrug, var i 2001 72.800 tons kvælstof, 2.340 tons fosfor og 33.200 tons BOD₅ (*Tabel 4.1*). Kvælstoftilførslerne i 2001 var dermed 13% lavere end i 2000, og tilsvarende var fosfor- og BOD₅-tilførslerne hhv. 8 og 9% lavere. Variationerne i stoftilførslerne over året (*Figur 4.1*) var som normalt med de største mængder i vintermånederne, men dog præget af at nedbøren i september var noget over normalen (*Figur 2.1C*).

Punktkilder til ferskvand udgjorde i 2001 5% af den samlede kvælstoftilførsel, og de tilsvarende tal var 19% for fosfor og 19% for BOD₅. De diffuse kilder (afstrømningen fra åbent land og spredt bebyggelse) udgjorde 90% af den samlede kvælstoftilførsel, og for fosfor og BOD₅ udgjorde andelen hhv. 65 og 57%. Tabet af kvælstof fra oplandet (tilførsel via vandløb delt med oplandsarealet) var for Danmark som helhed på ca. 16 kg pr. ha.



Figur 4.1 Månedstilførsel af kvælstof (N) og fosfor (P) via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 2001, angivet som % af årstilførslen. Tilførslen er angivet ved median samt 10- og 90% fraktiler for de ni 1. ordens kystafsnit.

Spildevandsudledninger har i 2001 således udgjort 10% af kvælstoftilførslen, 35% af fosfortilførslen og 42% af BOD₅-tilførslen. De diffuse kilder vil være relativt størst i år med stor ferskvandsafstrømning, men de har fået stadig større betydning, efterhånden som spildevandsudledningerne er faldet. I tæt befolkede områder, som fx Øresund, har spildevandsudledningerne stadig relativt stor betydning.

Den samlede tilførsel til de ni 1. ordens kystafsnit fremgår af *Tabel 4.2* og i *Bilag 2* findes tilsvarende opgørelser for tilførslerne til 2. ordens kystafsnit.

Tabel 4.2 Ferskvandsafstrømning, tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger (inklusive havbrug) til de ni 1. ordens farvandsområder i 2001.

Farvandsområde	Opland km ²	Ferskvand mm	Ferskvand 10 ⁶ m ³	Kvælstof tons	Fosfor tons	BOD ₅ tons
1 Nordsøen	10.860	449	4.852	17.500	530	6.500
2 Skagerrak	1.098	420	462	2.300	100	1.500
3 Kattegat	15.852	347	5.490	28.100	810	12.700
4 Nordlige Bælthav	3.128	264	826	5.400	170	2.300
5 Lillebælt	3.383	308	1.043	6.000	230	2.400
6 Storebælt	5.417	205	1.113	8.300	250	5.700
7 Øresund	1.709	170	292	2.200	190	1.300
8 Sydlige Bælthav	418	190	79	700	20	100
9 Østersøen	1.206	221	266	2.300	50	600
Total	43.070	335	14.423	72.800	2.340	33.200

5 Atmosfæriske kvælstofdeposition

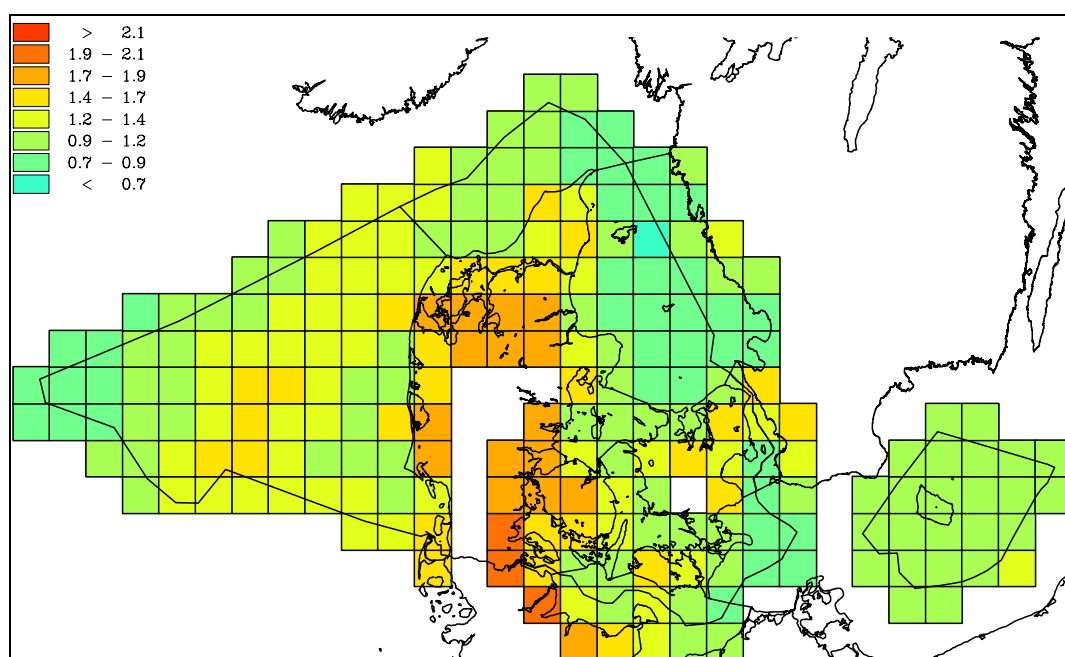
Det danske havmiljø modtager kvælstof fra atmosfæren i form af våddeposition og tørdeposition. Depositionen bestemmes ved målinger såvel som modelberegninger. Denne kombination giver mulighed for høj geografisk og tidslig opløsning i de rapporterede data.

Beregningerne af den totale atmosfæriske kvælstofdeposition er foretaget for 233 receptorpunkter (Figur 5.1) og repræsenterer alene deposition til vandoverflader (Ellermann et al. 2002). Fordeling på tør, våd og total kvælstofdeposition til danske hovedfarvande samt bidrag fra danske kilder er

vist i Tabel 5.1. Depositionen afspejler især fordelingen i nedbørsfrekvens/mængde, men også afstand til lokale kildeområder. Deposition til andre farvande er givet på:

www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/ACDEP.

Den beregnede totale kvælstofdeposition på 118.000 tons N i 2001 er mindre (ca. 20%) end rapporteret for 2000. Forskellen skyldes primært forskelle i nedbørsmængder. Usikkerhederne i beregningerne er fortsat skønnet til 30-40% for de åbne farvande og 40-60% for de kystnære farvande.



Figur 5.1 Den totale deposition (tør+våd) af kvælstofforbindelser til havområder beregnet for 2001. Depositionen er givet i tons N/km². Depositionen gælder kun for vandoverflader i felterne.

Tabel 5.1 Kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande (+ svensk del af Øresund og Kattegat) i 2001.

ID	Navn	Tør-deposition (Kton N)	Våd-deposition (Kton N)	Total deposition (Kton N)	Total deposition/areal (tons N/km ²)	Areal (km ²)	Andel fra danske kilder (%)
1	Nordsøen – Alle danske områder	8,7	50,6	59,3	1,2	48.888	9
2	Skagerrak – Alle danske områder	1,6	8,9	10,4	1,0	10.150	22
3	Kattegat – Alle danske områder	3,9	11,9	15,7	0,9	16.841	31
3	Kattegat – Svenske områder	1,1	4,6	5,7	0,8	6.742	21
4	Nordlige Bælthav - Alle danske områder	1,1	3,5	4,6	1,2	3.931	31
5	Lillebælt – Alle danske områder	1,4	2,7	3,6	1,5	2.321	26
6	Storebælt – Alle danske områder	1,3	3,8	5,1	1,1	4.557	23
7	Øresund – Alle danske områder	0,4	1,3	1,6	1,1	1.379	20
79	Øresund – Svenske områder	0,2	0,9	1,1	1,1	959	19
8	Sydlig Bælthav - Alle danske områder	0,6	2,0	2,6	1,1	2.473	15
9	Østersøen – Alle danske områder	3,2	11,7	14,9	1,0	14.831	11
Alle danske farvandsområder		22	96	118	1,1	105.372	16

6 Næringsstofkoncentrationer

Vandmiljøplanerne tilsigter bl.a. at reducere tilførslen af kvælstof og fosfor fra landbaserede kilder til vandmiljøet. Næringsstofkoncentrationerne i vandet indgår som en vigtig overvågningsparameter, da koncentrationerne i vandet afspejler tilførslerne fra land. Næringsstofferne optages i de frie vandmasser af planteplankton og bidrager derved til dets vækst, også kaldet primærproduktion. Efterfølgende kan planteplanktonet indgå i det pelagiske fødenet eller synke til bunds. Under forhold med rigeligt lys vil manglende tilgængelighed af næringsstoffer kunne begrænse væksten af planteplankton. Næringsstofkoncentrationer fra NOVA-stationer blev analyseret med henblik på at undersøge: 1) hvordan år 2001 så ud sammenlignet med tidligere år og 2) det tidsmæssige omfang af de perioder, hvor koncentrationerne af næringsstoffer var så lave, at de potentielt kunne begrænse væksten af planteplankton (her kaldt næringsstofbegrænsning). Månedsmidler er beregnet med en tresidet variansanalyse (Bilag 1). Potentielt næringsstofbegrænsning er defineret som koncentrationer af uorganisk kvælstof og fosfor lavere end hhv. 2 og 0,2 $\mu\text{mol l}^{-1}$, svarende til hhv. 28 $\mu\text{g N l}^{-1}$ og 6,2 $\mu\text{g P l}^{-1}$.

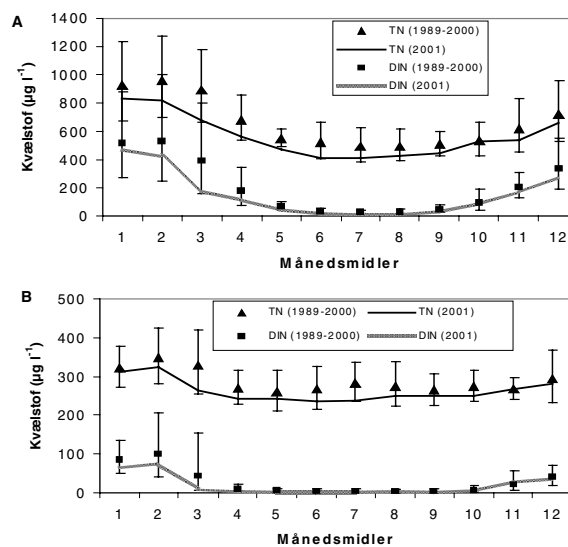
Fjorde og andre kystnære havområder

Kvælstof og fosfor lå i 2001 konsekvent under middelniveauet for de tidligere år (Figur 6.1 og Figur 6.2) og specielt marts måned markerede sig med lave koncentrationer. Silikatkoncentrationerne var i 2001 lavere i den produktive periode (marts-oktober) og på niveau med tidligere år i den resterende del af året. Der var dog ingen af månederne, for hverken kvælstof, fosfor eller silikat, som afveg signifikant fra de tidligere niveauer. Væksten af planteplankton var potentielt næringsstofbegrænset i over 50% af tiden fra marts til og med september for de fleste stationer, og sæsonmønsteret var som de foregående år. Der var hovedsageligt potentiel fosforbegrænsning og delvis potentiel kvælstofbegrænsning fra marts til juni, hvorefter stigende fosforkoncentrationer medførte et skift til potentiel kvælstofbegrænsning og delvis potentiel fosforbegrænsning.

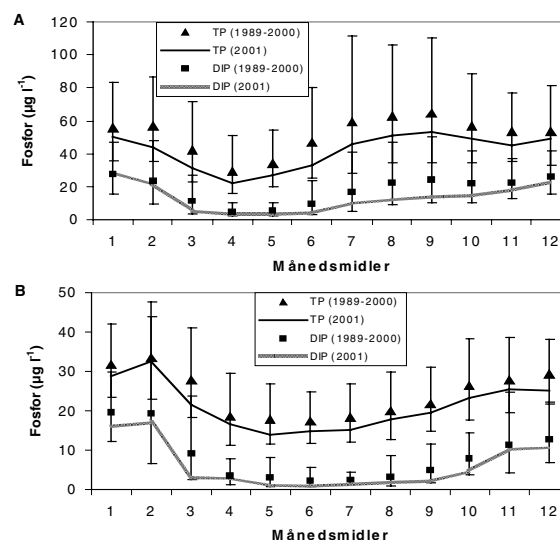
Åbne farvande

Fosforkoncentrationerne var i 2001 på samme niveau som de forrige år, hvorimod kvælstofkoncentrationerne var på niveau med de tørre år 1996 og 1997 (se Kapitel 18). De relativt lave næringsstofniveauer i 2001 viste sig generelt over hele året med undtagelse af november for kvælstof (Figur 6.1 og Figur 6.2), men der var dog ingen signifikante afvigelser i forhold til tidligere år. Silikatkoncentrationerne var på niveau med tidligere år. Væksten af planteplankton var potentielt begræn-

set af både kvælstof og fosfor fra marts til oktober, dog med en tendens til kun potentiel kvælstofbegrænsning på flere stationer i september og oktober, som følge af fosforfrigivelse fra bunden (sedimenterne).



Figur 6.1 Månedsmidler af uorganisk (DIN) og total kvælstof (TN) for 2001 sammenholdt med middelværdi og 95% konfidensgrænser for månedsmidler i perioden 1989-2000. Beregnet ved metode angivet i Bilag 1 for A) alle fjord- og kystnære stationer i NOVA-programmet og B) alle NOVA-havstationer i de indre danske farvande.



Figur 6.2 Månedsmidler af uorganisk (DIP) og total fosfor (TP) for 2001 sammenholdt med middelværdi og 95% konfidensgrænser for månedsmidler i perioden 1989-2000. Beregnet ved metode angivet i Bilag 1 for A) alle fjord- og kystnære stationer i NOVA-programmet og B) alle NOVA-havstationer i de indre danske farvande.

7 Plankton

Planteplankton 2001

I de fleste områder var årsbiomassen af fytoplankton i 2001 lavere end i den foregående periode (Figur 7.1). På månedsbasis varierede biomasserne både fra område til område og fra måned til måned i forhold til langtidsbiomasserne. Mønstrer adskilte sig dermed fra 2000, hvor der generelt blev fundet biomasser lavere end langtidsbiomasserne i de fleste måneder i næsten alle områder (Henriksen et al. 2001). I slutningen af juli var den vestlige Østersø og de syd- og østvendte kyster på Sjælland ramt af usædvanligt store forekomster af blågrønalger. Nedsynkning af disse blågrønalger har sandsynligvis forårsaget de meget høje koncentrationer af klorofyl, der blev fundet i Øresund omkring springlaget i 10-20 m dybde i juli-august.

Den fisketoksiske raphidophycé *Chattonella*, der dannede store opblomstringer i Skagerrak og langs den jyske vestkyst i 1998 og 2000, blomstrede igen op i foråret 2001. I Norge døde 1.100 tons laks til en anslået værdi af ca. 30 mio. norske kr. i havbrug øst for Lista (Naustvoll et al. 2002). I danske farvande fandtes *Chattonella* i Kattegat i lave koncentrationer (maks. ca. 200.000 celler l⁻¹) fra januar til juli-august (Figur 7.2). De højeste koncentrationer fandtes i Roskilde Fjord og Isefjord (maks. hhv. 2,3 og 5,2 mio. celler l⁻¹) i marts, i Ringkøbing Fjord i april (2 mio. celler l⁻¹) og i det sydlige Lillebælt i maj (1,9 mio. celler l⁻¹). Der blev ikke registreret fiskedød i forbindelse med forekomsterne af *Chattonella* i danske farvande.

Dyreplankton 2001

Det overordnede sæsonmønster i biomassen af mesozooplankton på havstationerne Gniben, Øresund og Hjelm Bugt er ens. Mesozooplankton biomassen er lav om foråret. Umiddelbart efter forårsopblomstringen stiger biomassen og er høj fra maj og sommeren igennem, for derefter at aftage til vinterniveauet. Tidsserierne er endnu for korte eller uens indsamlet til den tidlige udvikling kan analyseres. Det er således endnu ikke muligt at se, om den faldende tendens i mesozooplanktonbiomassen på havstationerne, som Ærtebjerg et al. (1998) dokumenterede på baggrund af analyse af data frem til 1997, fortsætter.

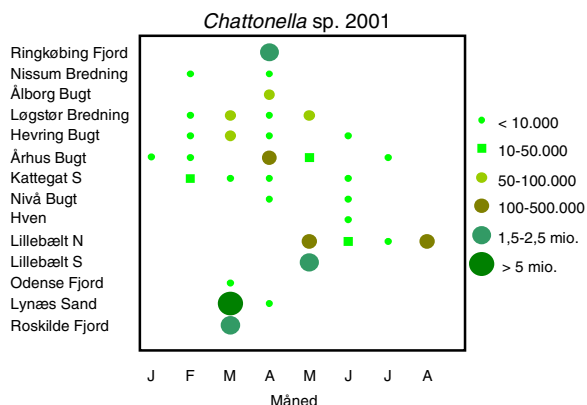
Sammensætningen og sæsonvariationen af zooplanktonbiomassen i fjordene er langt mere variable end på havstationerne. Zooplankton er undersøgt i Roskilde, Ringkøbing og Skive Fjord samt Løgstør og Nissum Bredning. Der ses således forskellige sæsonmønstre og udviklingstendenser fjordene imellem. På Limfjordsstationerne er der sket en signifikant stigning i mesozooplankton biomassen siden 1985, og et mindre ikke signifi-

kant fald i biomassen af mikrozooplankton biomassen. I Ringkøbing Fjord er derimod observeret et signifikant fald i biomassen af mesozooplankton siden 1989 og en ikke signifikant stigning i biomassen af mikrozooplankton. I Roskilde Fjord viser analyserne ingen signifikant udvikling i biomassen af hverken mikro- eller mesozooplankton. Der ses således ingen generel udviklingstendens i zooplankton biomassen i fjordene, formodentlig fordi fjordene i langt højere grad end de åbne havstationer er underlagt lokale forhold.

Område	Periode	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	År
Hjerting	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Sønderho Øst	90-99	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	37
Ringkøbing Fjord	97-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	8
Nissum Bredning	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	25
Løgstør Bredning	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	4
Skive Fjord	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	10
Ålborg Bugt	89-00 *	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	43
Hevring Bugt	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	15
Århus Bugt	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	10
Mariager Fjord	91-96	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	25
Horsens Fjord	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	13
Vejle Fjord	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	14
Kolding Fjord	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	10
Nordlige Lillebælt	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	20
Gniben	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	61
Sydlige Lillebælt	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	14
Odense Fjord	98-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Roskilde Fjord	92-99	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	40
Nordlige Øresund	89-00	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	31

*: I Ålborg Bugt findes kun langtidsdata for januar, februar og december fra hhv. 1999-2000, 1998-2000 og 1998-1999.

Figur 7.1 Tidsvægtede måneds- og årsbiomasser af planteplankton i forhold til gennemsnitlige biomasser fra den foregående årrække (angivet som periode). Rød = stigning, gul = på niveau med tidligere, grøn = fald og hvid = ingen data i 2001 eller kun et enkelt tidligere år til sammenligning. For årsbiomasserne er angivet, hvor mange procent biomassen i 2001 afveg fra langtidsgennemsnittet.



Figur 7.2 Maksimale koncentrationer (celler l⁻¹) af *Chattonella* sp. registreret i 2001.

Generelt betyder mikrozooplankton mere i fjordene end på de åbne havstationer. Artsdiversiteten af zooplankton stiger generelt med saliniteten, således at det største antal arter findes på de åbne havstationer, mens fjordenes zooplankton typisk domineres af nogle få arter.

Dafnien *Penilia avirostris* - en ny zooplanktonart i de danske farvande

Det er meget sjældent, at der observeres nye arter af mesozooplankton i danske farvande, men i 2001 blev der observeret en ny dafnieart.

Dafnierne har deres hovedudbredelse i ferskvand. I danske farvande er gruppen repræsenteret med tre slægter *Podon*, *Evadne* og *Bosmina*. Af disse er *Bosmina* mest udbredt i de brakke dele af vore havområder som fx Østersøen. Normalt udgør dafnierne kun en lille andel af mesozooplanktonbiomassen, men på grund af deres ukønnede forplantning kan de i perioder hurtigt etablere tætte bestande og således dominere omsætningen af primærproduktionen i de frie vandmasser (Figur 7.3).

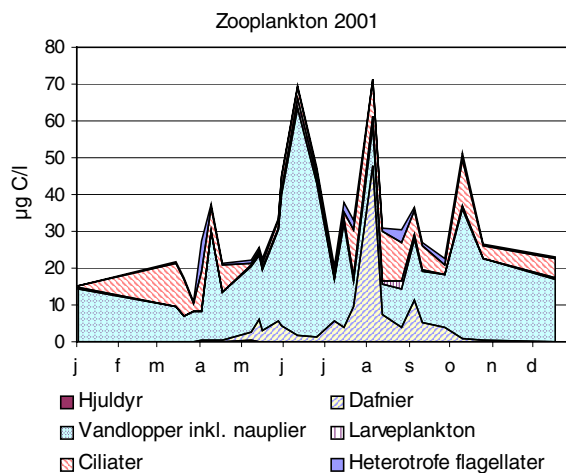
Viden om ernæringsbiologien hos de to dominerende slægter *Evadne* og *Podon* er meget begrænset, da de er meget vanskelige at holde i kultur. I modsætning til ferskvandsarterne, som græsser på de mindste planktonorganismer, fx bakterier, tyder de få eksisterende undersøgelser på, at de marine arter hovedsageligt lever af større planktonalger og af encellet dyreplankton.

I september-oktober 2001 blev der observeret en ny dafnieart i planktonprøver fra Århus Bugt, Kattegat og Griben (P. Seebach, Bio/consult, pers. com.). Det drejer sig om *Penilia avirostris* (Figur 7.4), som har sin hovedudbredelse i subtropiske og tropiske havområder, hvor den periodisk kan dominere mesozooplanktonbiomassen. I modsætning til *Evadne* og *Podon* ernærer *Penilia avirostris* sig, som sine ferskvandsslægtinge, primært af nanoplankton (2-20 µm) og bakterier (Turner et al. 1988).

Det er muligt, at *Penilia* er transporteret med ballastvand til vore farvande. Men det er nok mere sandsynligt, at den gradvist har spredt sig nordover ved egen kraft. Arten er tidligere fundet nord for sit hovedudbredelsesområde i Nordsøen allerede i 1948. Siden har den spredt sig længere og længere nordpå. Typisk observeres *Penilia avirostris* i september/oktober. I begyndelsen af 90'erne er den blandt andet fundet omkring Helgoland. I 1997 forekom *P. avirostris* almindeligt i Koster Fjorden ved den svenske vestkyst (Båmstedt et al. 1998). Siden 1999 er den hvert efterår blevet fundet i den sydlige og østlige del af Nordsøen.

Penilia avirostris kan hurtigt opbygge store bestande og kan således potentielt påvirke omsætningen af primærproduktionen i vore farvande. Hidtil er der kun observeret lave biomasser af *Penilia avirostris*, de tætteste forekomster var på ca. 100 individer m⁻³. Det er dog væsentligt at være opmærksom på forekomsten af denne nye zooplanktonart, som nu muligvis er etableret i Kattegat-området.

Tak til Poul Seebach, Bio/consult, for at have stillet sit upublicerede materiale til vores rådighed.



Figur 7.3 Zooplankton i Hjelm Bugt 2002; bemærk den høje biomasse af dafnier i august, der var domineret af *Bosmina longispina*.



Figur 7.4 Dafnien *Penilia avirostris*, som har etableret sig i Kattegat-området. Foto: Per Juel Hansen.

8 Iltforhold

Udbredelsen og styrken af iltsvind i 2001 (Figur 8.1) var mindre end året før og kan karakteriseres som omkring middel for de seneste 15-20 år. Værst gik det ud over det sydlige Lillebælt, Åbenrå og Flensborg fjorde, hvor iltforholdene forblev meget dårlige til ind i november, næsten en måned længere end normalt. Derimod var iltforholdene i lavvandede fjorde og kystvande relativt gode, idet vinden ofte kunne omrøre vandsøjlen til bunden. Iltsvind, fx i Limfjorden, blev derved ret kortvarige.

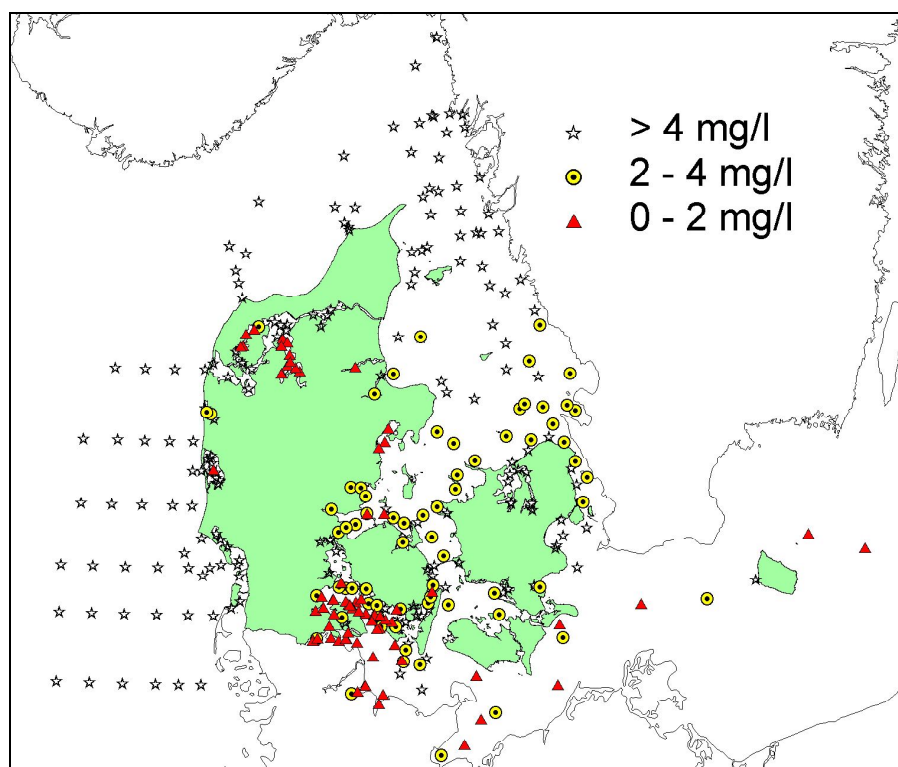
Iltkoncentrationen i bundvandet i de indre farvande var ellers usædvanligt lav i begyndelsen af 2001 frem til april/maj pga. ringe vindaktivitet (Figur 2.1E og F) kombineret med vind overvejende fra sydlige og østlige retninger (Figur 2.2). Derved opstod der iltsvind i Flensborg Fjord i slutningen af februar til midt i marts, samt i Åbenrå Fjord og nord for Als i april-maj. Ved de vestlige vinde i maj (Figur 2.2) blev iltforholdene efterhånden normale for årstiden i alle områder.

Perioder med stille varmt vejr i juli (Figur 2.1) var basis for udvikling af udbredte iltsvind i Limfjorden. Mariager Fjord var tæt på totalt iltsvind som i 1997, men blæst i begyndelsen af august forbedrede forholdene. I det sydlige Lillebælt med omgivende fjorde opstod i begyndelsen af juli igen iltsvind, der hurtigt udviklede sig til kraftigt iltsvind, og i august opstod der iltsvind i Ærøbassinet, Langelandsund, Femer Bælt og Mecklenburg Bugt, og

kraftigt iltsvind i Kalø Vig og Århus Bugt, samt ved Gedser Rev og syd for Møn.

I september faldt iltindholdet i det sydlige Kattegat, Øresund og Storebælt mere end sædvanligt, og der opstod moderat iltsvind i store dele af området. En væsentlig årsag antages at være iltforbrug ved nedbrydning af masseforekomsterne af blågrønner i juli (jf. Kapitel 7). I farvandet nord for Fyn udvikledes et udbredt iltsvind, der ved skiftende vindstyrker og -retninger undertiden trængte ind i Vejle og Horsens fjorde. Derimod medførte perioder med blæst væsentligt forbedrede iltforhold i det sydlige Bælthav fra Femer Bælt til øst for Falster, samt i Randers Fjord, Limfjorden, Langelandsund og det Sydfynske Øhav.

I oktober pressede nyt saltholdigt og iltrigt vand fra Skagerrak (Figur 3.1) det iltfattige oprindelige bundvand i Kattegat ned i Øresund og Bælthavet. Dette medførte udbredte iltsvind i Øresund, Storebælt, Århus Bugt, Kalø Vig, Sejerø Bugt og ydre Kalundborg Fjord, samt i farvandet nord for Fyn, hvorfra det strakte sig ind i de ydre dele af Odense Fjord, Vejle Fjord og Horsens Fjord. Også i området Femer Bælt til Gedser Rev opstod der igen iltsvind. Iltsvindet i Øresund og Bælthavet ophørte ikke før i slutningen af oktober – begyndelsen af november. Endnu i december var iltkoncentrationen relativt lav pga. stille vejr (Figur 2.1E og F).



Figur 8.1 Stationer hvor der blev observeret iltsvind ($< 4 \text{ mg l}^{-1}$) eller kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) mindst én gang i løbet af perioden august-oktober 2001. Foruden danske data indgår målinger foretaget af Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI), Bohuskustens Vattenvårdsförbund og Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein.

9 Bundvegetation

Dette afsnit opsummerer amternes rapportering af markante ændringer i forekomsten af ålegræs- og makroalger fra 2000 til 2001.

Ålegræs

Vegetationens dybdeudbredelse begrænses overordnet af lystilgængelighed, og vanddybden og sigtddybden er derfor vigtige regulerende faktorer. De landsdækkende overvågningsdata viser således, at sigtddybden gennem sin kobling med nærings-saltkoncentration og fytoplanktonbiomasse forklarer en væsentlig del af variationen i ålegræssets dybdeudbredelse (Nielsen et al. 2002). En reduktion i mængden af lys, fx på grund af opblomstring af planktonalger eller løstliggende makroalger gennem sommeren, vil derfor begrænse ålegræssets dybdeudbredelse. Tilsvarende kan lyset begrænse ålegræssets dækningsgrad på dybt vand, mens eksponering for kraftige vandbevægelser kan begrænse dækningsgraden på lavt vand. Ålegræs opnår derfor maksimal dækning på mellem-dybder med intermediære lys- og eksponeringsforhold (Sand-Jensen et al. 1997). NOVA benytter ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad langs dybdegradienten som indikatorer for ålegræssets tilstand.

Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad blev generelt reduceret fra 2000 til 2001. Værst gik det til i Århus Bugt, hvor dybdegrænsen blev reduceret med 4 m, og i Kerteminde Fjord hvor ålegræsset helt forsvandt. Men også Kalø Vig og Præstø Fjord oplevede kraftige reduktioner af ålegræssets dækningsgrad. Mindre reduktioner i dybdegrænsen forekom i Odense Fjord, Kalundborg Fjord, Augustenborg Fjord, Vejle Fjord, Kolding Fjord og Limfjorden. Selv i Lillebælt, Sejerø Bugten og det Sydfynske Øhav var dybdegrænsen let reduceret. Også Dybsø Fjord havde et mindre fald i ålegræssets dybdegrænse, men samtidig var en sjælden kransålalge (*Lamprothamnium papulosum*) kommet tilbage i fjorden efter at have været forsvundet siden 1988. Kun i få af de nævnte områder (fx Limfjorden og Åbenrå Fjord) fulgte ålegræssets dybdegrænse sigtddybden. Eksempelvis var der ingen klar sammenhæng mellem dybdegrænse og sigtddybde i Århus Bugt, men området har været ramt af kraftige iltsvind, som kan have påvirket ålegræsset (Greve & Borum 2000; Holmer & Bundgaard 2001).

Der var også områder, hvor ålegræsset havde fremgang i 2001. I Isefjordens Yderbredning steg ålegræssets dybdegrænse med 1 m i forhold til 2000, og også ved Romsø, Vresen, i Åbenrå Fjord, Flensborg Yderfjord og i Seden Strand var ålegræsset gået frem. I Felsted Kog i Nissum Fjord

steg dækningsgraden af blomsterplanter ligeledes markant i 2001 i overensstemmelse med forbedringen i områdets sigtddybde i samme periode.

Makroalger i fjordene

Makroalger vokser enten fasthæftet på et hårdt underlag som fx sten eller skaller, fasthæftet på andre planter eller fritliggende på bunden. Artsantallet af makroalger er generelt størst i de største og mest saltholdige fjorde, der samtidig er mindst belastede med næringssalte og har meget hård bund. Graden af eutrofiering påvirker også makroalgernes artssammensætning og deres indbyrdes dominansforhold. Det er karakteristisk, at makroalgensamfundet bliver præget af få dominerende arter, når næringssaltbelastningen stiger, og disse arter er ofte hurtigtvoksende, såkaldt "eutrofieringsbetingede alger" (Middelboe 2000). NOVA benytter dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger, makroalgernes artsantal og deres dominansforhold som indikatorer for makroalgernes tilstand i kystområderne.

Mange amter rapporterede om færre eutrofieringsbetingede alger i 2001 sammenlignet med 2000. Det gjaldt eksempelvis Romsø, Rønnen, Vresen, Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Karrebæksminde Bugt, Dybsø Fjord, Korsør Nor, Roskilde Inderfjord, Kalø Vig, Åbenrå Fjord, Augustenborg Fjord og Flensborg Fjord. Det var primært på helt lavt vand, at algerne blev reduceret, mens de stadig trivedes på lidt dybere vand. Faldet i eutrofieringsbetingede alger stemmer fint overens med den generelle reduktion i næringssalte og en øget sigtddybde. I Hjelm Bugt, Roskilde Yderfjord og i Limfjorden var dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger dog steget, og også i Kertinge Nor, Kerteminde Fjord, Lillebælt, Køge Bugt og Isefjorden var der stadig store bestande.

I 2001 viste makroalgernes artsantal en positiv udvikling i flere områder; heriblandt Køge Bugt, Sæløen i Isefjorden, Karrebæksminde Bugt og Limfjorden.

Stenrev i åbne farvande

Trådformede epifytiske alger trives ved høje næringsstofkoncentrationer og kan derfor benyttes som indikator for næringssaltbelastning. I 2001 var forekomsten af disse alger på stenrevne på niveau med gennemsnittet for perioden 1990-2000. Der blev ikke registreret nogen væsentlig forekomst af trådformede brunalger, der populært går under betegnelsen fedtemøg. Røde trådalger fra slægten Klotang havde i august måned en relativ høj dækning på *Briseis* Flak i det sydlige Kattegat, men ikke på andre rev.

10 Bundfauna

Undersøgelser af bundfaunaen på blød bund gennemføres i både de åbne farvande og i fjorde og kystnære områder. I typefjordene udføres desuden særskilte undersøgelser af filtratorer, dvs. de bunddyr der ernærer sig ved at filtrere partikler fra vandet (fx muslinger og søpunge). Bundfaunaen kan fungere som integrerende miljøindikatorer, da de fleste af dyrene er stationære og flerårige, hvilket betyder at deres forekomst og biomasse kan bruges som mål for miljøforholdene gennem en forudgående tidsperiode på indtil flere år. Filtratorerne undersøges separat for at vurdere omfanget af den potentielle græsning på planktonorganismer.

Åbne farvande

I Kattegat, Bælthavet, Øresund og Østersøen findes 4 HELCOM-stationer (en del af Østersøkonventionens net af bundfaunastationer) med relativt lange tidsserier. På to af disse stationer (31 S i Øresund, 939 i Storebælt) adskilte artssammensætningen af bundfaunaen i 2001 sig ikke væsentligt fra gruppen af observationer fra 1992 og frem. På station 413 i det østlige Kattegat adskilte 2001 sig ikke meget fra de tre foregående år, hvilke til gengæld adskilte sig fra øvrige år. De sidste 4 år på denne station var dermed lige så forskellige fra de øvrige år som 1989. Afvigelsen i de senere år kan ikke umiddelbart forklares, da der ikke er registreret specielt dårlige iltforhold forud for ændringen. På stationen i Arkonahavet (station 444) afveg 2001 markant fra foregående år, idet en nykolonisation synes at have fundet sted. Dette skyldes sandsynligvis forbedrede iltforhold i 2000.

Biomasse og tæthed i 2001 var i de åbne farvande ikke nævneværdigt forandret sammenlignet med foregående år.

Fjorde og kystnære områder

Samlet set adskilte faunaens tæthed, biomasse og artsrigdom i 2001 sig ikke fra de tidligere 3 år under NOVA-programmet. Der blev fundet dyr i alle områder og et artsantal på mellem 17 og 91, men tæthed, biomasse og artsantal var nogle steder lavere end forventet og lavere end de tidligere år, hvilket er blevet tilskrevet dårlige iltforhold i det forudgående år. Dette var tilfældet i Isefjorden (Vestsjællands Amt 2002), Ringsgårdbassinet i det Sydfynske Øhav (Fyns Amt 2002), Flensborg Fjord (Sønderjyllands Amt 2002) og det nordlige Lillebælt (Vejle Amt 2002). Omvendt har faunaen i Hevring Bugt (Århus Amt 2002) og Skive Fjord (Viborg Amt 2002) gennemgået en positiv udvikling med stigende artsantal og tætheder. I de fleste andre områder kan faunaens tilstand karakteriseres som uændret i forhold til de tidligere år, selv-

om biomassen og tætheden ændrer sig. Dette skyldes naturlige svingninger i populationen, som også kendes fra områder uden nævneværdig menneskelig påvirkning. I 2002 sås der også eksempler på ændringer i faunasamfundene, som ikke kan tilskrives miljøforholdene i 2001, men som dermed var stadier i en flerårig succession – typisk startet af mere radikale forstyrrelser af faunasamfundet et tidligere år – og har dermed ikke nødvendigvis tilknytning til miljøforholdene i 2001. For eksempel foregår der stadig en succession i den fauna, der genindvandrede i Mariager Fjord efter iltsvindet i 1997 (Nordjyllands Amt & Århus Amt 2002), og i Kolding Fjord hvor et iltsvind i 1999 startede en succession, som stadig pågår (Vejle Amt 2002). På dette punkt ligner 2001 også de foregående år. I 2001 forekom en række mindre iltsvind i sensommeren i Limfjorden, det Sydfynske Øhav, Flensborg Fjord, det sydlige Lillebælt og Vejle Fjord. Generelt var forholdene dog ikke så alvorlige som tidligere set, og i 2002 forventes der kun begrænsede effekter på faunaen, som kan føres tilbage til iltforholdene i 2001.

Filtratorer

I 2001 er der foretaget opgørelser af bestande af og græsningspotentialer for bentiske filtratorer i typeområderne Skive Fjord, Horsens Fjord, Ringkøbing Fjord, Odense Fjord og i Roskilde Bredning og Frederiksværk Bredning i Roskilde Fjord. For de fleste af områderne er det blåmuslingen *Mytilus edulis*, der er den dominerende filtrator, på nær i Odense Fjord, hvor det er børsteormen *Nereis diversicolor*, og i Ringkøbing Fjord, hvor det er sandmuslingen *Mya arenaria*, der er dominerende. I alle områderne er det opgjorte græsningspotentiale stort og varierer mellem 0,4 og 16 gange vandområdernes volumen dagligt. Realisering af et sådant potentiale vil imidlertid afhænge af vanddybde og blandingsforhold i fjordene. I lavvandede områder, som Seden Strand i Odense Fjord og i Ringkøbing Fjord, er betydningen af den bentiske græsning dog tydelig i form af lave koncentrationer af fytoplankton. I dybere områder manifesterer græsningspotentialer sig ofte i algetømte bundlag under springlaget.

I forhold til 2000 er der i 2 områder sket en rekruttering til bestanden. Således fandt der en massiv settling sted i Ringkøbing Fjord af små sandmuslinger, hvilket blev tilskrevet en permanent højere saltholdighed (> 12) i sommerperioden. Ligeledes fandt der en rekruttering af blåmuslinger sted i Roskilde Bredning.

11 Sedimentkemi

Sedimentets svovlbrintebufferkapacitet (SBK), svovlbrintefront (SBF) og oxiderede jernpulje (FeO_x) blev bestemt i 2001 hhv. forår og efterår. Målingerne er et godt mål for det, man kan kalde bundens sundhedstilstand, idet SBK og FeO_x fortæller, hvor meget bunden kan tilbageholde af det uhyre giftige H_2S , der dannes ved omsætningen af organisk stof i havbunden. Bestemmelsen af SBF fortæller, hvor tæt H_2S er i at nå op til sedimentoverfladen og dermed ud i bundvandet.

SBF, SBK og FeO_x viste en signifikant forskel mellem de målte værdier hhv. forår og efterår. SBK var højest i foråret (Figur 11.1A), hvor H_2S ikke nåede så langt op mod sedimentoverfladen som om efteråret (Figur 11.1B). Også indholdet af FeO_x var signifikant højere i forårsmånederne sammenlignet med tilsvarende målinger i efteråret (data ikke vist).

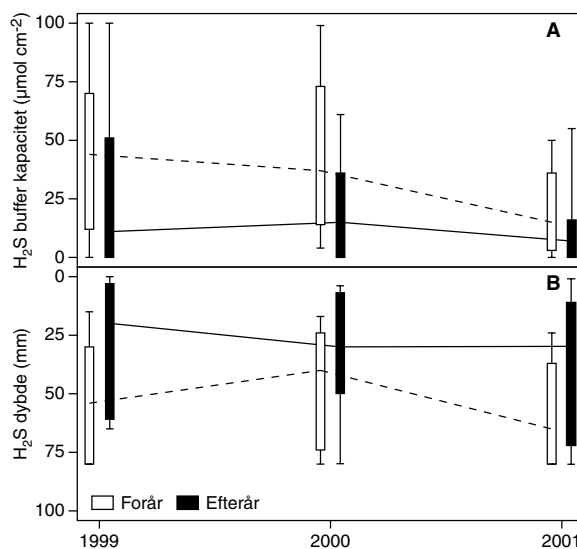
Det er især den øgede organiske stofnedbrydning i fjordbunden i sommermånedene kombineret med mere eller mindre udbredt iltsvind i bundvandet, der medfører en forøget produktion af H_2S i sedimentet. Det fører i sidste ende til, at FeO_x langsomt forsvinder, samtidig med at SBK falder, og SBF kryber tættere mod sedimentoverfladen.

Som antyd det af 25- og 75%-fraktilernes ret så store bredde (Figur 11.1) dækker generaliseringen ovenfor over relativt store forskelle mellem stationerne i NOVA-overvågningsprogrammet. Udviklingen i de tre parametre følger derfor heller ikke altid ovenstående forklaring, hvilket også fremgår af amternes NOVA-rapportering. Ringkøbing Fjord er et godt eksempel på afvigelsen fra "det generelle", eftersom SBK og FeO_x i fjorden oftest er højest om efteråret. Fjorden er meget lavvandet, og derfor resuspenderes sedimentoverfladen jævnlige, når vandmasserne blandes af vinden. Dette kombineret med en betydelig O_2 -produktion på bunden i sommerhalvåret fører til en stor ilttilførsel til fjordbunden, og på den måde kan indeholdet af FeO_x stige, hvilket påvirker SBK i positiv retning.

Der var signifikant forskel mellem forårsmålingerne for alle tre parametre, mens efterårsmålingerne ikke varierede væsentligt, især fordi SBK allerede var meget lav på dette tidspunkt. Forskellen var tydeligst for SBK (Figur 11.1A), hvor SBK var lavere i foråret 2001 sammenlignet med de to forgående to år. Forklaringen herpå er, at sedimentet ikke blev iltet tilstrækkeligt i løbet af vinteren 2000/01, så SBK opnåede samme (høje) værdi som i de foregående år. Det er resuspension og de bundlevende dyrs bioaktivitet, dvs. bioturbation og bioir-

rigation, der fører O_2 ned i fjordbunden og på den måde genopbygger FeO_x -puljen og dermed SBK. Iltforholdene i eftersommeren 2000 var relativt gode i fjorde og lavvandede kystfarvande, og har ikke nedsat bioaktiviteten i fjordbunden markant. Derimod var vindforholdene usædvanligt rolige i vinterhalvåret 2000/01 (se Kapitel 2), hvilket kan have haft betydning for iltningen af sedimentet. De brede fraktiler både forår og efterår viste også i dette tilfælde, at de forskellige stationer varierede mht. iltningen af fjordbunden; men trods alt var der en god overensstemmelse med den generelle tidlige udvikling i SBK og det overordnede billede, der tegner sig i amternes NOVA-rapportering.

Som Figur 11.1 viser, var der ringe sammenhæng mellem SBF placering i sedimentet og SBK. Specielt bemærker man, at selvom SBF i gennemsnit lå længst nede i sedimentet i foråret 2001 i forhold til tidligere år, havde SBK alligevel den lavest målte forårsværdi. Den statistiske analyse viser ringe korrelation mellem SBF og SBK ($p < 0,05$). Det er væsentligst fjordbundens indhold af FeO_x , der kontrollerer sedimentets SBK og dermed hindrer udslip af H_2S til bundvandet (bekræftes af den signifikante sammenhæng mellem SBK og FeO_x ; $p < 0,001$).



Figur 11.1 A: Svovlbrintebufferkapaciteten (SBK; $\mu\text{mol cm}^{-2}$) målt forår og efterår. B: Dybden (mm) af svovlbrintefronten (SBF). Middelværdien for samtlige målinger er vist sammen med 25%- (tykke søjler) og 75%-fraktilerne (tynde søjler).

12 Tungmetaller i muslinger og fisk

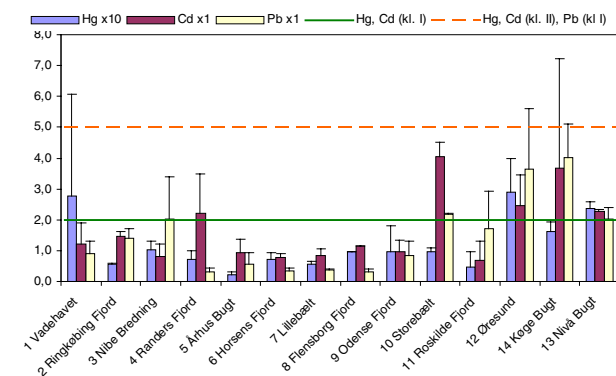
NOVA-programmet omfatter analyser af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg). Desuden er medtaget regionale prøver fra Køge Bugt og Isefjord, som er analyseret efter NOVA-programmets metoder. Analyserne udføres dels årligt i biota (blåmuslinger, sandmuslinger, rødspætter og skruber), dels 2 gange indenfor programperioden i sediment. Sediment indgår ikke i 2001.

Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og kan ophobes op igennem fødekæden. Cd kan fx påvirke fiskelarvers overlevelsessevne og give nyreskader, og fx Hg såvel som Pb påvirker centralnervesystemet hos højerestående dyr. Ni, Cu og Zn er nødvendige mikronæringsstoffer. Ved forhøjede koncentrationer kan de påvirke algers funktion og struktur. Alle metallerne forekommer naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrundsniveau. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier, fx i forbindelse med spildevandsudledning. For metallerne findes der for Hg i konsumvarer en dansk grænseværdi på $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (Miljøministeriet 1985), som ikke er overskredet i hverken fisk eller muslinger i 2001. Denne grænseværdi er sat for at folk, der spiser fisk, ikke skal indtage skadelige mængder kviksølv.

Vurdering af målte koncentrationer

Koncentrationer af metaller vurderes primært i forhold til det vejledende norske klassificeringssystem udarbejdet af Statens Forurensningstilsyn (SFT 1997) baseret på koncentrationsmålinger og udtrykt i en femdel klassificering af forureningsgraden (miljøtilstanden i parentes):

- I. Ubetydeligt til lidt forurenat (god)
- II. Moderat forurenat (mindre god)
- III. Markant forurenat (noget dårlig)



IV. Stærkt forurenat (dårlig)

V. Meget stærkt forurenat (meget dårlig)

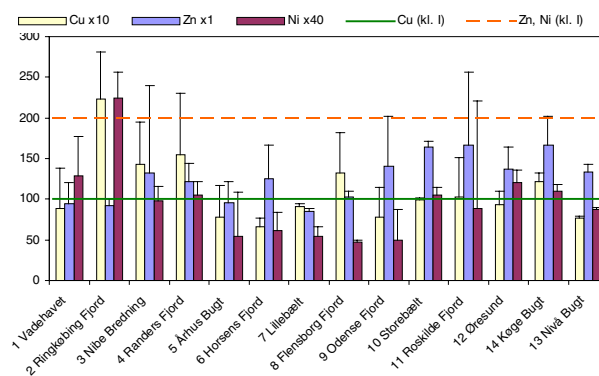
Der vil indenfor de nærmeste år blive udviklet et dansk miljøtilstandsklassificeringssystem i medfør af EU's Vandrammedirektiv, som skal omhandle både tungmetaller og miljøfremmede stoffer.

Muslinger

Målingerne af tungmetaller blev foretaget i bløddelene af blåmuslinger, undtagen i Ringkøbing Fjord og 2 af 3 stationer i Limfjorden, hvor der ikke forekommer blåmuslinger, og der i stedet blev indsamlet sandmuslinger.

Figur 12.1 viser resultaterne for udvalgte metaller i de forskellige områder med angivelse af SFT's grænse for moderat forurening (klasse II). Alle metallerne fandtes i koncentrationer svarende til klassificeringen moderat forurenat i et eller flere områder. I de fleste tilfælde var overskridelserne af grænseværdien for denne tilstand dog små.

I 46% af prøverne for Cu, 21% for Hg, 18% for Cd, 8% for Ni, 7% for Zn og 4% for Pb var grænsen for moderat forurening overskredet. 2% af prøverne viste markant forurening for Hg (Vadehavet) og Cd (Køge Bugt). Den store spredning på Hg i Vadehavet kan tilskrives, at det er 4 forskellige tidevandsområder og kun Lister Dyb er markant forurenat. Ingen af de øvrige metaller var over grænsen for markant forurening. Koncentrationer svarende til moderat forurening blev for Cu fundet i 10 af 13 områder, for Cd og Zn i 4 områder, for Hg, Ni og Pb i 2 områder. Det skal dog bemærkes, at den ene af de to regionale prøver i Køge Bugt er taget nær spildevandsudløb, og således forventes at være belastet, og udviser moderat-markant forurening for alle metaller undtagen Ni og Hg.



Figur 12.1 Metalkoncentrationer (mg kg^{-1} tørvægt) i muslinger (gennemsnit og maksimum af 1 til 5 stationer pr. område med 3 replikater pr. station) med linier, som markerer grænsen for moderat (klasse I) og markant (klasse II) forurening i SFT's klassificering. Bemærk: Roskilde Fjord udgør 2 prøver fra Roskilde Fjord og 1 fra Isefjord. Bemærk også opskalering af Hg, Cu og Ni i forhold til skalaen.

Fisk

Der blev indsamlet skrubber på tre stationer i Øresund, samt i Vadehavet og Storebælt. Det var ikke muligt at fremskaffe fisk fra den station, der normalt anvendes i Nordsøen.

Resultaterne fremgår af *Tabel 12.1*. Nikkel og bly var stort set under detektionsgrænsen i alle prøver og er derfor ikke medtaget i tabellen. Koncentrationen varierede med en faktor 2-3 for samtlige metaller. Højeste koncentration af Cd fandtes i fisk fra de indre farvande. Koncentrationen af Hg i skrubbe-fileter er i Øresund en faktor 2-3 højere end OSPAR's baggrundsværdi for fladfisk i fileten (0,15-0,35 mg kg⁻¹ tørvægt).

Tabel 12.1 Fiskestationer, middel koncentrationer af metaller i lever (og filet for Hg). Der er målt i skrubber. Enhed: mg kg⁻¹ tørvægt.

Område	Zn	Cu	Cd	Hg	Hg filet
Øresund					
- Nivå Bugt*	157	53	0,66	0,25	0,52
- Vedbæk#	175	43	0,67	0,23	0,64
- København#	195	41	0,53	0,29	0,66
Storebælt*	145	27	0,42	0,09	0,24
Vadehavet#	186	76	0,18	0,19	0,38
Nordsøen	ingen fisk fanget				

Bemærkninger til resultaterne:

*: middel af 25 fisk; #: middel af 10 fisk;

"København" stationen ligger ved Svanemøllen.

Kvalitetssikring

Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem parallelle prøver på en lokalitet udtrykt som variationskoefficienten (CV) i % kan bruges som et samlet estimat af analysevariation og den naturlige variation og giver herved et udtryk for, hvor stor usikkerheden kan være på den enkelte måling. Resultaterne for de sidste fire års NOVA-program for muslinger er opgjort i *Tabel 12.2*.

CV% viser, at analysekvaliteten er god og på niveau med, hvad man ville forvente for de respektive metaller, dog er Hg noget højere i 2001 end sædvanlig, hvorimod Ni og Cd er lavere. Årsagen

til de generelt højere CV% for Ni og Pb er sandsynligvis, at koncentrationen i muslinger er tæt på detektionsgrænsen (0,2-0,6 mg kg⁻¹ tørvægt) i mange områder.

Tabel 12.2 Den gennemsnitlige variation i koncentrationerne i muslingeprøver mellem prøverne på hver lokalitet udtrykt som en variationskoefficient (CV%) i %.

År	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb
2001	7	10	16	9	12	15
2000	8	9	10	10	18	15
1999	7	8	13	15	17	19
1998	8	7	13	13	14	17

Sammenfatning

Koncentrationerne af tungmetaller i muslinger i 2001 svarede til ubetydeligt til moderat forurenede ifølge SFT's vejledende klassificering, undtagen Hg i Lister Dyb og Cd i Køge Bugt nær spildevandsudledning. De markant højeste koncentrationer af Ni og Cu findes i sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, hvilket kan skyldes forskellene i muslingearternes levevis, idet sandmuslingerne lever nedgravet i bunden, mens blåmuslingerne ligger ovenpå. Sandmuslingerne er dermed i tættere kontakt med sedimentet, som kan have højere koncentrationer af metaller i porevandet end i vandfasen, og samtidig er sedimentets eget metalindhold 1.000-100.000 gange højere end havvand. Også mange andre faktorer, fx fødevalg, kan spille ind (se fx Szefer & Szefer 1990).

Generelt er kobberindholdet lige over grænsen for moderat forurening, og i forhold til 2000 er flere områder påvirket af kobber og zink. For zink er det enkelte stationer, der giver denne forskel, middelværdien af alle stationer og spredningen er ens i 2000 og 2001. For kobber er middelværdien 10% højere, men de højeste værdier svarer til værdierne målt i 2000. Især Randers Fjord er højere end i 2000, men også Odense, Roskilde og Flensborg Fjord har set øgning i koncentration, som bringer maksimalværdierne op på moderat forurenede.

13 Miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk

De miljøfarlige stoffer, som indgår i NOVA, er udvalgt på baggrund af en viden om deres forekomst og skadelige effekter i det marine miljø. Programmet opfylder også de internationale forpligtelser i henhold til EU, OSPAR og HELCOM. Der analyseres for miljøfremmede stoffer i de samme prøver som beskrevet for metaller (*Kapitel 12*).

I fisk og muslinger blev der analyseret for polyklorerede biphenyl (PCBer) og klorerede pesticider (DDT, HCH m.fl.), og i muslinger desuden for organotinforbindelser herunder tributyltin (TBT) samt polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAHer). De enkelte komponenter fremgår af programbeskrivelsen for NOVA (Miljøstyrelsen 2000).

PCB-forbindelser vides at kunne nedsætte immunforsvaret, påvirke reproduktionen, samt mistænkes for at have østrogenlignende effekter. Flere af de klorerede pesticider kan have lignende effekter. Det er vist, at flere PAHer og deres nedbrydningsprodukter bl.a. kan have mutagene effekter, hvilket kan føre til udvikling af cancer, samt reproduktive skader hos de vandlevende organismer. TBT vides at kunne forårsage kønsændringer hos en række havsnegle (se *Kapitel 14*), men også at kunne have en negativ effekt på andre dele af økosystemet.

Vurdering af resultater

Miljøfremmede stoffer i biota vurderes primært i forhold til de vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier, "Ecological Assessment Criteria (EACs)", udarbejdet af OSPAR-kommissionen (OSPAR 1998), samt de vejledende norske SFT-klassificeringer, som er beskrevet i *Kapitel 12*. EAC-værdien er opgivet som et koncentrationsinterval. Den øvre grænse er fastlagt, så det er sandsynligt, at der vil forekomme effekter i miljøet, hvis koncentrationen overstiger denne værdi. Hvis koncentrationen ligger i intervallet, kan det ikke udelukkes, at der kan forekomme effekter, men der vil sandsynligvis ikke opstå skader på miljøet, hvis koncentrationen er lavere end den nedre grænse.

Koncentrationer i muslinger

Koncentrationerne af PCB og de klorerede pesticider i muslinger er vist i *Figur 13.1*. I *Figur 13.2* er vist koncentrationer af TBT og PAH. Koncentrationen i de enkelte områder af de forskellige forbindelser fremgår af amsrapporterne. De højeste koncentrationer af Σ PCB blev som i de øvrige år fundet i Horsens Fjord. Relativt høje koncentrationer fandtes også i Odense, Flensborg og Roskilde fjorde. I alle områder var den nedre EAC-grænse ($1 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) overskredet, hvilket betyder, at der i disse områder kan forekomme effekter i miljøet pga. forhøjede koncentrationer af PCB.

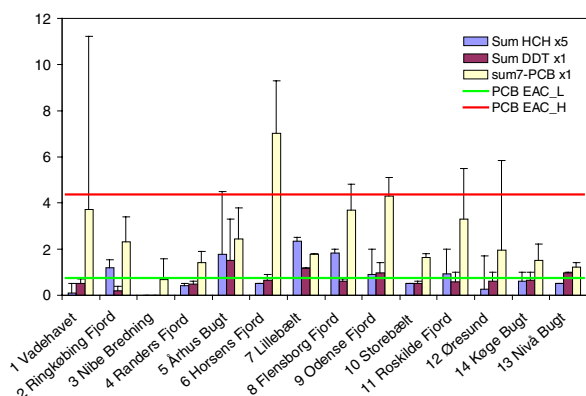
Koncentrationen af Σ DDT og Σ HCH var med få undtagelser under 2 respektivt $0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt i samtlige områder, svarende til den norske vejledende klassificering for ubetydeligt til moderat forurenet. Koncentrationen af HCB var i alle tilfælde mindre end detektionsgrænsen ($0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt).

Koncentrationerne af Σ PAH adskilte sig ikke væsentligt fra de to forudgående år i de fleste områder. De højeste koncentrationer af Σ PAH blev som i 2000 fundet ved Egholm Flak i Storebælt. Der er udarbejdet EAC-grænseværdier for 6 PAHer i muslinger. Generelt var de målte koncentrationer betydeligt lavere end EAC-grænserne. Anthracen udgjorde som i de tidligere år en undtagelse, hvor den nederste grænse i EAC-intervallet ($1-10 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) var overskredet i 22% af enkeltprøverne. Σ PAH lå i alle områder over SFT's grænse II (moderat forurenet, $50-200 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) på en eller flere stationer, med undtagelse af Ringkøbing Fjord, Limfjorden (Nibe Bredning) og Øresund ved København. Det bemærkes, at niveauet i disse tre områder var betydeligt lavere end i de foregående år, samt for Øresund betydeligt lavere end i de tilgrænsende områder. Om der er tale om et reelt fald i koncentrationen, eller om dette skyldes skift af laboratorium, er ved at blive undersøgt.

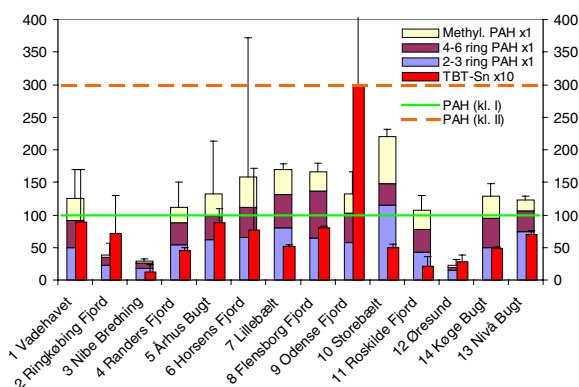
PAH er opdelt på summen af de alkylerede forbindelser, de lette (2-3 ringede) og de tunge (4-6 ringede) PAHer (*Figur 13.2*). Forholdet mellem de forskellige typer af PAH-forbindelser kan bruges til at vurdere forureningskildens karakter. De tunge (4-6 ringede) PAHer dannes ved forbrænding af fx diesel (pyrogene kilder (pyro = ild)). De lette og methylerede er ofte relateret direkte til oliespild eller olieforarbejdning (petrogene kilder).

Koncentrationen af de 2-3 ringede PAHer er generelt højere end koncentrationen af de 4-6 ringede PAHer, der til gengæld er højere end de methylerede PAHer i de fleste områder, se *Figur 13.2*, dvs. de petrogene kilder er generelt de mest betydningsfulde i de danske farvande.

De højeste koncentrationer af TBT blev som i de foregående år fundet i Odense Fjord, et område karakteriseret ved en høj skibstrafik og andre skibsrelaterede aktiviteter. I samtlige prøver var den øvre EAC-grænse for TBT-Sn overskredet ($0,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt). Dvs. der er en stor sandsynlighed for, at der vil forekomme effekter i alle de undersøgte områder på grund af forhøjede koncentrationer af TBT (se også *Kapitel 14*).



Figur 13.1 Koncentrationer af klorerede pesticider og PCB i muslinger (middelværdi og maksimum) sammenholdt med EAC grænseværdier (kun for sum PCB). Enhed: $\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt. Bemærk forskel i skaleringsfaktor.



Figur 13.2 Koncentrationer af TBT og PAH i muslinger (middelværdi og maksimum) sammenholdt med EAC grænseværdier og SFT grænseværdier. Enhed: $\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt. Bemærk forskel i skaleringsfaktorer. Kun den øvre TBT EAC grænse er indtegnet, den nedre er 10 gange lavere = $0,08 \text{ TBT-Sn } \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt. Det skal bemærkes, at der blev analyseret for flere enkeltstoffer end sædvanligt. Hvis man i summationen anvender de 16 PAHer, der normalt indgår i den liste, som er udarbejdet af Environmental Protection Agency, USA, svarede koncentrationerne til 44-76% af de viste koncentrationer. Ringkjøbing Amt tager forbehold for TBT og PAH resultater i Ringkjøbing Fjord.

Tablet 13.2 Middelkoncentration \pm standardafvigelse (std.) af klorerede forbindelser, samt % ekstraherbart fedt i lever fra skrubber. Enhed: $\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt.

Lokalitet	Σ PCB middel \pm std.	Σ DDT middel \pm std.	Σ HCH middel \pm std.	Ekstraherbart fedt, % middel \pm std.
København ¹⁾	106,8 \pm 31,8	29,9 \pm 11,3	3,3 \pm 0,7	ikke opgivet ²⁾
Vedbæk ¹⁾	69,8 \pm 10,1	34,2 \pm 6,6	2,7 \pm 0,7	ikke opgivet ²⁾
Vadehavet ¹⁾	69,5 \pm 12,6	14,8 \pm 3,2	3,0 \pm 0,8	ikke opgivet ²⁾
Storebælt ¹⁾	36,4 \pm 5,8	18,7 \pm 4,7	3,3 \pm 0,5	11,4 \pm 1,7

1) 10 fisk målt

2) ikke nok prøvemateriale

Kvalitetssikring

To forskellige laboratorier er benyttet til at udføre analyserne. Desværre er kvalitetskontrollodata rapporteret for sent til nærmere analyse. Det har derfor kun været muligt at vurdere variationen i analyserne ud fra de tre prøver indsamlet på den samme lokalitet. Årets resultat sammen med resultaterne fra de øvrige 3 år i NOVA-programmet for muslinger er opgjort i *Tablet 13.1*. Det bemærkes, at CV % er betydeligt større i 2001 end i de forudgående år for de klorerede forbindelser.

Tablet 13.1 Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem 3 prøver indsamlet på samme lokalitet udtrykt som variationskoefficienten (CV) i %.

År	TBT	Σ PCB	Σ HCH*	Σ DDT	Σ PAH
2001	9	29	52	32	12
2000	14	10	14	9	7
1999	17	12	23	11	8
1998	15	9	11	10	11

* For HCH er stationer, hvor to ud af tre målinger lå under detektionsgrænsen, udeladt af beregningen.

Koncentrationer i fisk

Koncentrationen af klorerede forbindelser målt i fisk fremgår af *Tablet 13.2*. Stationsplaceringen fremgår af *Figur 1.1C*.

Det er velkendt, at klorerede aromatiske forbindelser opkoncentreres i fedtvæv hos fisk. Det er derfor en stor mangel ved dette års data, at denne parameter ikke er rapporteret som aftalt. Dette gør det vanskeligt at diskutere såvel den tidlige som geografiske variation af de klorerede forbindelser, da de ofte beregnes på fedtbasis. Hertil kommer, at kun få stationer indgår i programmet, samt at det ikke var muligt at fange fisk ved Hvide Sande i 2001.

Sammenfatning

De danske fjorde og indre farvande er forurenede med så høje koncentrationer af TBT og PAH, at der må forventes at forekomme effekter heraf. Generelt er koncentrationerne af PCB og de øvrige klorerede forbindelser mindre bekymrende, men dog stadig på niveauer, hvor det ikke kan udelukkes, at de kan medføre effekter på miljøet.

14 Effektmonitoring af TBT

Undersøgelser af udbredelsen af imposex og intersex i fire arter af havsnegle (hhv. dværgkonk, almindelig konk, rødkonk og almindelig strandnegl) indgår i NOVA-2003 som biologiske markører for forureningen med miljøgiften tributyltin (TBT), der anvendes som antibegroningsmiddel i bundmalinger på mange større skibe.

Imposex og intersex er to forskellige måder, hvorved hormonforstyrrelser kommer synligt til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder at udvikle irreversible hanlige køns karakterer, der i værste fald kan medføre sterilitet. Graden af imposex, der er udviklet i havsnegle inden for et område, beskrives med et Vas Deferens Sekvens Indeks (VDSI), der er en midlet værdi af alle observerede imposexstadier. Tilsvarende beskrives intensiteten af intersex med et Intersex Indeks (ISI). Den maksimale værdi for VDSI og ISI i de undersøgte arter er 4,0.

Resultater og diskussion

De undersøgte arter er ikke alle lige følsomme over for TBT-forurening. Rødkonk er den mest følsomme. I de indre danske farvande havde 108 ud af i alt 110 undersøgte hunner (heraf kun 7 indsamlet i Kattegat) udviklet imposex og oftest i fremskredne stadier, VDSI = 2,0 - 4,0. De højeste niveauer forekom i Storebælt og Øresund. I Skagerrak og selv i den åbne Nordsø havde 37-85% udviklet imposex, VDSI = 0,7 - 2,2, med det laveste niveau i den åbne Nordsø ca. 125 km fra kysten. Hos alm. konk havde 0 - 75% udviklet imposex og oftest kun i de begyndende stadier, VDSI = 0,1 - 0,8. De højeste niveauer forekom ved stationerne i Storebælt.

Histologiske undersøgelser udført på Københavns Universitet har vist, at der forekommer ikke frugtbare ægceller i ovarier fra 22 ud af 58 rødkonker med imposex indsamlet midt i Øresund (Bang 2002). Dette kan tyde på, at rødkonkens evne til at reproducere sig er påvirket i dette område. Om dette kan tilskrives imposex og TBT er dog uvist. En afklaring af dette vil kræve yderligere undersøgelser.

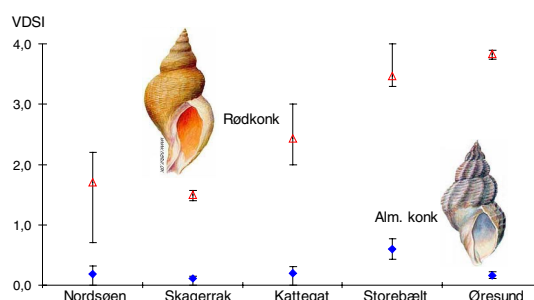
I dværgkonk er der undersøgt for imposex i Limfjorden/Langerak, Århus og Hevring bugter, Horsens Fjord og Øresund. I alle områder aftager intensiteten af imposex med stigende afstand fra et havneområde. I en afstand op til 5 km er VDSI = 1,7 - 2,8, hvorimod længere væk fra havnene er VDSI = 0,1 - 1,6. En undtagelse er sejlrenden Langerak, hvor VDSI = 2,6 i en afstand af 18 km fra Ålborg Havn (data fra de respektive amter).

I almindelig strandsnegl er der tilsvarende undersøgt for intersex ved havne i Vadehavet, Als Sund

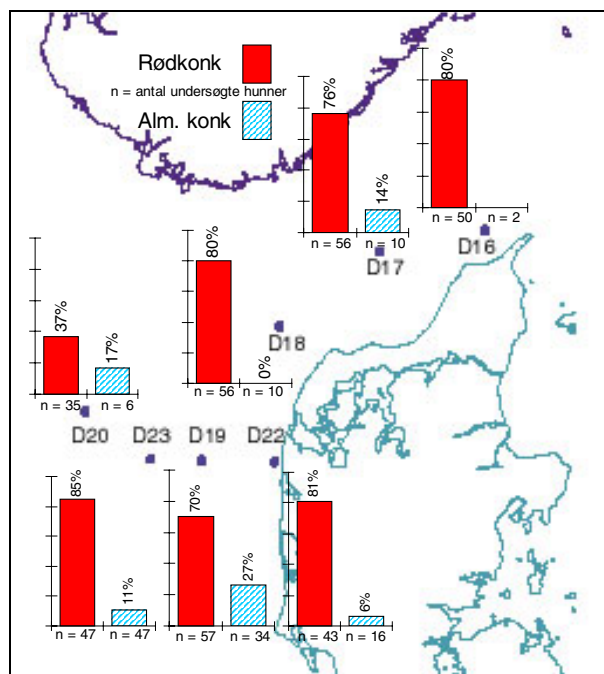
og Odense Fjord. I umiddelbar nærhed af havnene var 3 - 91% af hunnerne hos almindelig strandsnegl sterile pga. udviklingen af intersex, ISI = 0,8 - 2,9. I Odense Fjord blev der også fundet 3 - 10% sterile hunner op til 3 km væk fra Lindø Værftet, ISI = 0,3 - 1,1 (data fra de respektive amter).

Konklusion

Imposex og intersex er stadig udbredt i de fire undersøgte arter af havsnegle. Først og fremmest i kystnære områder, hvor TBT-niveauet forventeligt er højest, men i de følsomme arter er der også effekter i åbne farvande, selv i den åbne Nordsø.



Figur 14.1 Forekomsten af imposex i rødkonk og alm. konk fra åbne områder i 5 danske farvandsafsnit 2001.



Figur 14.2 Andelen af rødkonk og alm. konk med imposex (i %) fra stationerne D16 - D23 i Skagerrak og Nordsøen 2001. Ved D19, D22 og D23, hhv. 3, 50 og 80 km fra Thorsminde, har der ikke tidligere været indsamlet snegle.

15 Udvikling i klimatiske forhold

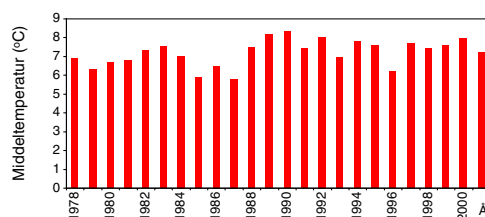
Forholdene i de danske farvande er påvirket af variationerne mellem år i temperatur, vindforhold, indstråling og afstrømning. I dette afsnit illustreres udviklingen af tre klimatiske parametre samt ferskvandsafstrømningen, og disse parametre er i de efterfølgende afsnit anvendt til at korrigere biologiske/kemiske parametre for klimatiske variationer. Klimadata beskriver variationerne i årlig middeltemperatur (Figur 15.1), middel vindhastighed (Figur 15.2), og sommerindstråling (Figur 15.3). Formålet med figurerne er at vise variationen i de enkelte parametre mellem år fra 1970'erne til 2001 på en enkelt station. Formålet er ikke at beskrive den langsigtede klimaudvikling, hvor der anvendes et stort antal stationer til at danne middelværdier for et stort geografisk område og som diskuteres på langt længere tidshorisonter end de 25 år, som er vist her.

Det har vist sig vanskeligt at finde kontinuerte målinger fra den samme station i hele perioden fra 1970'erne til 2001, og derfor er tidsserierne sammensat af målinger fra to forskellige stationer, hvor der er høj korrelation mellem de overlappende målinger. Således er årlig middeltemperatur og vindtidsserier sammensat af målinger fra hhv. Sprogø (1978-1998) og Risø (1999-2001), og indstrålingstidsserien er sammensat af målinger fra Højbakkegård ved Høje Tåstrup (1974-1999) og Risø (2000-2001).

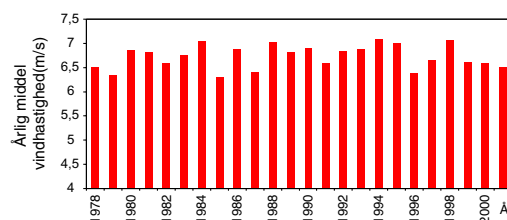
Den årlige middeltemperatur målt på Sprogø/Risø varierer fra 5,8°C i 1987 til 8,3°C i 1990 (Figur 15.1). I 2001 var den målte årlige middeltemperatur 7,2°C, hvilket er ca. 1°C lavere end middeltemperaturen for hele Danmark. Temperatursvingningerne mellem år følger dog udviklingen for landsgennemsnittet, således at perioden efter 1988 generelt er varmere end perioden før 1988. Årlig middel vindhastighed varierer mellem 6,3 m/s i 1985 og 7,1 m/s i 1995 (Figur 15.2), og sommerindstrålingen varierer mellem 175 W/m² i 1987 og 241 W/m² i 2001 (Figur 15.3). Der er ingen trend i den tidlige udvikling af middel vindhastighed eller i sommerindstråling.

Ferskvandsafstrømningen bestemmer tilførslen af næringssalte fra land til fjorde og kystvande. Tidsserien for afstrømningen til de indre danske farvande i perioden 1975-2001 er sammensat af opgørelser foretaget af Hedeselskabet for DMU (1975-1989) og DMU's egne opgørelser (1990-2001) (Figur 15.4). Ferskvandsafstrømningen er tæt korreleret

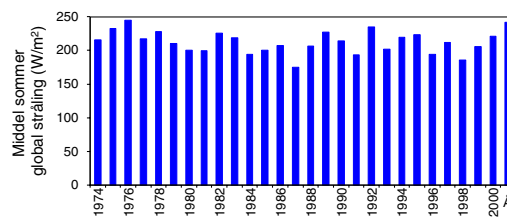
til nedbør, dog er korrelationen højere for nedbør, der falder i vintermånederne end i sommermånederne, fordi der i sommermånederne er et stort fordampningstab via planter i planternes vækstsæson. Afstrømning er den af de fire anvendte variable, der har den største år til år variation.



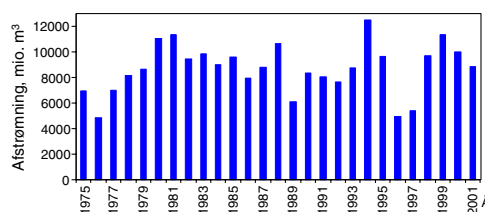
Figur 15.1 Årlig middeltemperatur målt på Sprogø/Risø. Datakilde: Sund og Bælt Holding og Afdeling for Vindenergi, Forskningscenter Risø.



Figur 15.2 Middel vindhastighed på Sprogø/Risø i 70 meters højde. Datakilde: Sund og Bælt Holding og Afdeling for Vindenergi, Forskningscenter Risø.



Figur 15.3 Sommerindstråling (middel af maj-august indstråling) ved Højbakkegård/Risø. Datakilder: Institut for Jordbrugsvidenskab, Afdeling for Agrohydrologi and Bioclimatologi, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole og Afdeling for Vindenergi, Forskningscenter Risø.



Figur 15.4 Årlig ferskvandsafstrømning til de indre danske farvande 1975-2001. Datakilde: DMU.

16 Udvikling i landbaserede stoftilførsler

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder har været opgjort hvert år siden 1989 (Figur 16.1 samt Bilag 2). Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen fra land til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (ca. 80% i gennemsnit for perioden 1989-2001) og har været tydeligt knyttet til ferskvandsafstrømningen. For fosfor har den diffuse afstrømning udgjort en mindre andel (ca. 30%) af den samlede fosfortilførsel, men betydningen af denne kilde er dog steget meget i takt med den udbyggede spildevandsrensning.

Den store renseindsats overfor spildevand er meget tydelig, idet de samlede spildevandsudledninger faldt fra ca. 9.000 tons fosfor i perioden 1981-88 til ca. 1.000 tons fosfor i 2001 eller med ca. 90%. Tilsvarende faldt de samlede spildevandsudledninger af kvælstof fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til ca. 8.000 tons i 2001 svarende til en reduktion på ca. 70%.

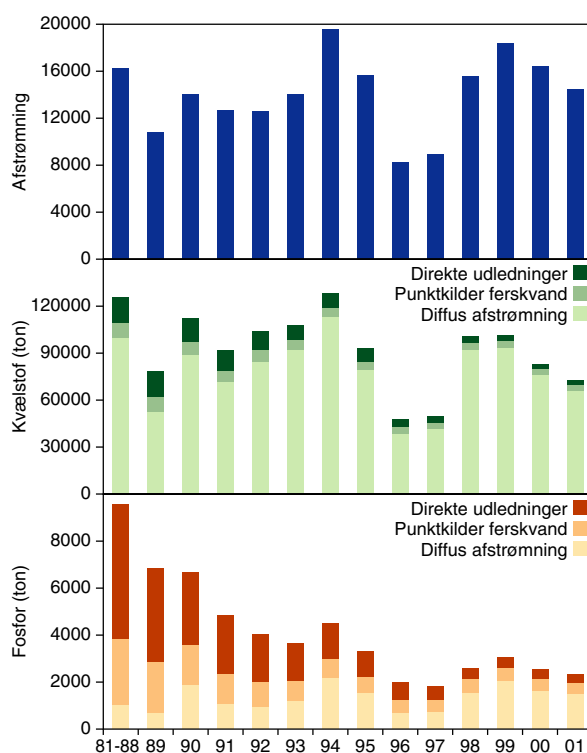
Udviklingstendenser i tilførslen af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger blev analyseret for perioden 1989 til 2001 med en Kendalls tendenstest på vandføringsvægtede årskoncentrationer (for at fjerne betydningen af varierende ferskvandsafstrømning fra år til år), se Bøgestrand 2001 og Bilag 2.4.

Tabel 16.1 Kendalls tendenstest af udviklingen i hhv. den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger og i den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inklusive tilførsler fra spredt bebyggelse og inklusiv retention) for perioden 1989–2001. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Fortegnet viser, om der er en stigende eller faldende udviklingstendens. * angiver om udviklingstendenser er signifikante, hvor * angiver at $0,01 \leq P < 0,05$ og ** angiver at $P < 0,01$. Hvor der ikke er angivet en P-værdi, har den været $\geq 0,05$ og dermed ikke signifikant.

Farvandsområde	Kvælstof		Fosfor	
	Diffus tilførsel	Samlede tilførsel	Diffus tilførsel	Samlede tilførsel
Nordsøen	-	- **	+ *	- **
Skagerrak	**	**	+	**
Kattegat	-	**	+	**
Nordlige Bælthav	*	**	+	**
Lillebælt	**	**	- **	**
Storebælt	*	**	- **	**
Øresund	*	**	- **	**
Sydlig Bælthav	*	**	-	**
Østersøen	*	**	-	**
Danmark	- *	**	+	**

Testen viste, at der for Danmark samlet er sket et statistisk signifikant fald i den diffuse tilførsel af kvælstof (inklusive tilførslen fra den spredte bebyggelse og inklusiv retention) (Tabel 16.1). Der har været en meget svagt stigende, men ikke signifikant, udviklingstendens for fosfor. Det blev også undersøgt, om der har været en generel udviklingstendens for ferskvandsafstrømningen. Der har tilsyneladende været et mindre fald, men det er ikke signifikant.

Kendalls tendenstest på den samlede tilførsel via ferskvand og direkte spildevandsudledninger af kvælstof og fosfor til hver af de ni 1. ordens kystafsnit (Tabel 16.1) viser overordnet, at de samlede kvælstof- og fosfortilførsler til alle marine kystafsnit er faldet signifikant. Under anvendelse af niveauet for 1990 som udgangspunkt og med korrektion for variationer i vandafstrømningen er den samlede reduktion i den marine kvælstof- og fosforbelastning fra land opgjort til hhv. 35 og 60%.



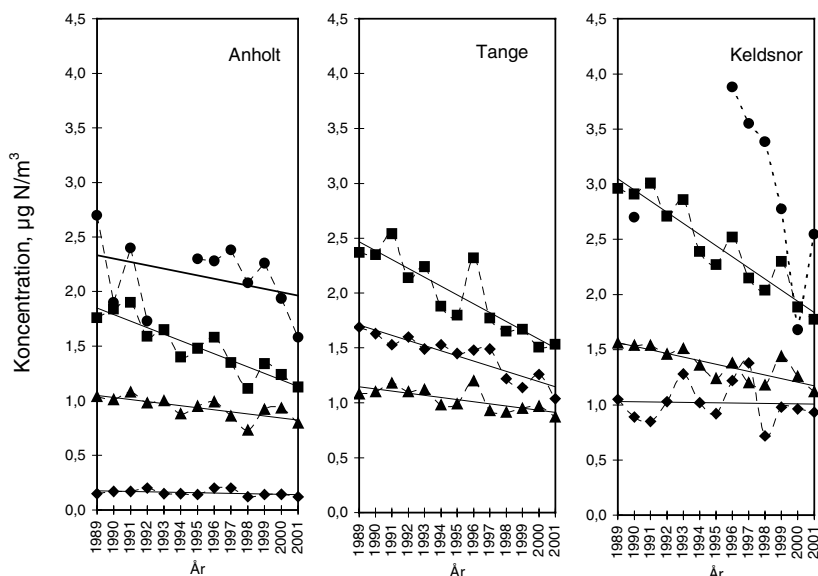
Figur 16.1 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder i perioden 1989 til 2001 samt middel for perioden 1981-88.

17 Udvikling i atmosfærisk kvælstofdeposition

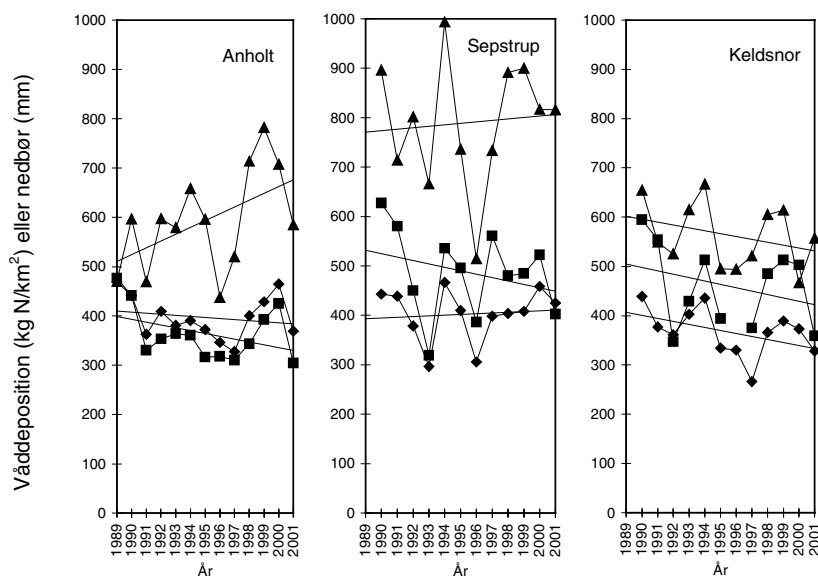
Udviklingen i kvælstoftilførslen vurderes alene ud fra målinger, idet usikkerheden i modelberegningernes totale kvælstofdepositioner er forholdsvis stor bl.a. på baggrund af de store usikkerheder i emissionsopgørelserne. *Figur 17.1* viser udviklingen i målte koncentrationer i luften af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum nitrat (summen af salpetersyre og partikulært bundet nitrat), og *Figur 17.2* viser tilsvarende de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Der observeres et generelt fald i våddeposition. Målingerne viser en tendens til faldende våddeposition på 6 ud af 7 målestationer, men grundet de store variationer fra år til år er tendensen kun signifikant for en enkelt målestation. Da våddepositionen udgør hovedparten af depositionen til de danske

farvande, vurderes det, at der er en tendens til faldende atmosfærisk belastning af havmiljøet. Faldet er på ca. 15% for perioden 1989-2001, men skal tages med forbehold for de store variationer fra år til år. Navnlige 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 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 og det økonomiske sammenbrud i mange af de østeuropæiske lande m.m.

Figur 17.1 Årsmiddelniveauerne af koncentrationerne af ammoniak (◆), partikelbundet ammonium (■), sumnitrat (▲) og kvælstofdioxid (●) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor. Tendenslinier er beregnet ved simpel lineær regression. Målingerne af kvælstofdioxid på Keldsnor i perioden fra 1996-2001 er foretaget i forbindelse med LMP (se Kemp & Palmgren 2002).



Figur 17.2 Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (◆) og den årlige nedbørsmængde (▲) på målestationerne på Anholt, ved Sepstrup Sande og ved Keldsnor i perioden 1989-2001. Målingerne ved Keldsnor er middel af målingerne ved Bagenkop og Føllesbjerg.



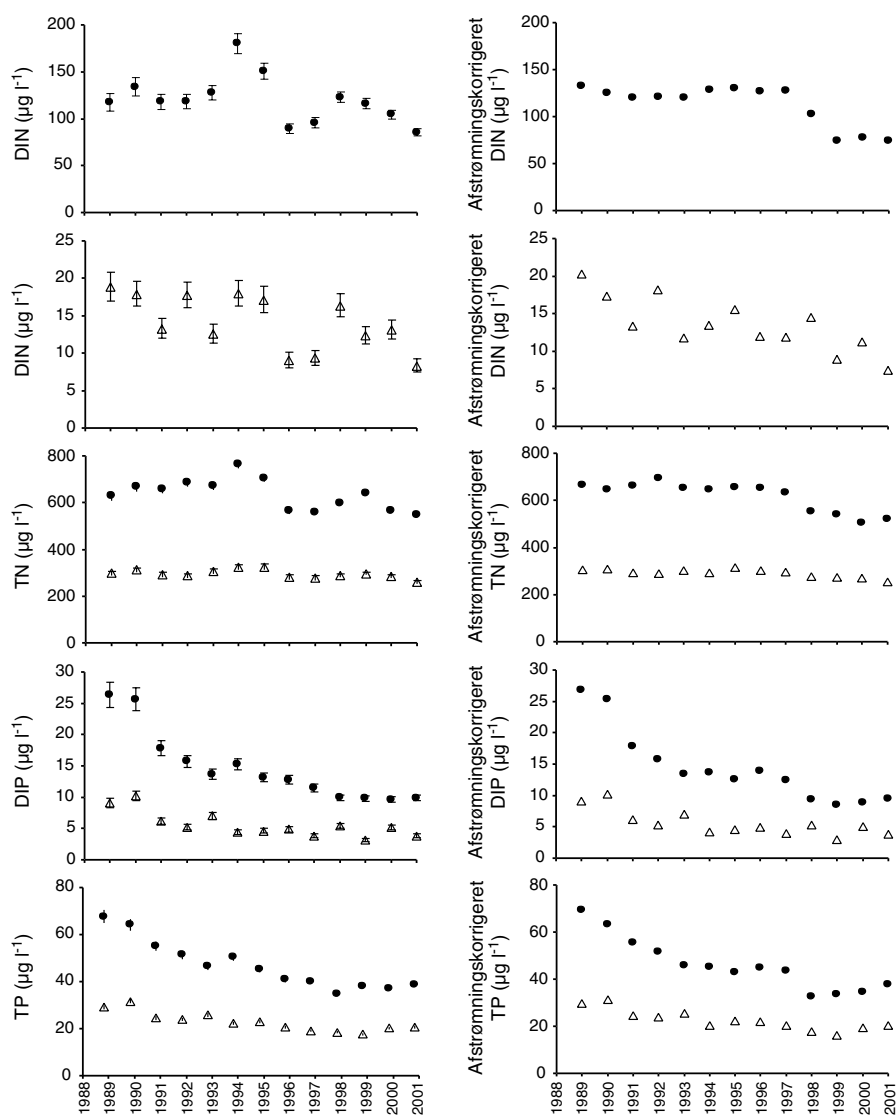
18 Udvikling i næringsstofkoncentrationer

Årsmidler af næringsstofkoncentrationer i fjorde og kystnære områder samt i de åbne havområder blev beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 1*). Relationen imellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen blev undersøgt og anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringsstofkoncentrationerne (*Bilag 1*). Tidslig udvikling er analyseret ved Kendalls τ -test.

Fjorde og andre kystnære områder

Årsmidlerne for DIN og TN i 2001 var de hidtil lavest registrerede siden starten af vandmiljøplansens overvågningsprogram i 1989 (*Figur 18.1*). Kvælstofniveauerne var sammenlignelige med de to tørre år 1996 og 1997, selvom afstrømningen i 2001 var omkring middel for perioden 1989-2001. Denne tendens til lavere kvælstofkoncentrationer er tydeligere, når der foretages korrektion for vari-

ationer i afstrømningen, idet perioden fra 1998 og fremefter har haft relativt lave niveauer for både DIN og TN. Middelniveauet for DIP og TP har stabiliseret sig omkring henholdsvis $10 \mu\text{g P l}^{-1}$ og $40 \mu\text{g P l}^{-1}$ efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 90'erne. De sidste par år har der imidlertid været en svag tendens til stigninger i fosforniveauerne, når der korrigeres for variationer i afstrømningen. Disse tendenser til faldende DIP-koncentrationer i starten af 90'erne efterfulgt af stabilisering og faldende DIN-koncentrationer i de seneste år viser sig tydeligt i forholdet mellem de to koncentrationer, som toppede i 1998. Forholdet mellem DIN og DIP var i 2001 på niveau med 1996 og 1997 (*Figur 18.2*). De faldende næringsaltsniveauer resulterede også i stigende potentiel begrænsning for fosfor over hele perioden 1989-2001, og for kvælstof siden 1998 (*Figur 18.3*).



Figur 18.1 Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP og TP (figurer i venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigerede for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser. Fjorde og kystnære områder er i alle grafer afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekanter. For DIN er fjorde og kystnære områder afbildet adskilt fra havområder og med forskellige akser.

19 Udvikling i næringsstoftransporter

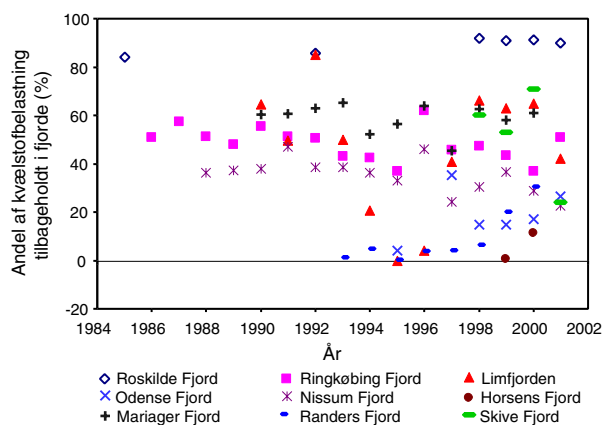
Næringsstofftilførsel og -eksport i fjorde

Den årlige tilførsel af næringsstoffer til fjorde samt eksport fra fjordene til det tilstødende farvand er beregnet for 9 fjorde: Roskilde Fjord, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Limfjorden, Odense Fjord, Mariager Fjord, Randers Fjord, Horsens Fjord og Skive Fjord i perioden 1985-2001. Beregningerne er udført af amterne. Tilførslen af næringsstoffer er givet ved næringsstofudledningen til den pågældende fjord, og eksporten fra fjorden er beregnet. Der er brugt forskellige metoder til beregning af vandskifte og stoftransport både over tid for den samme fjord og mellem fjorde, og det forventes derfor, at der er større usikkerhed forbundet med eksportberegninger fra før 1990.

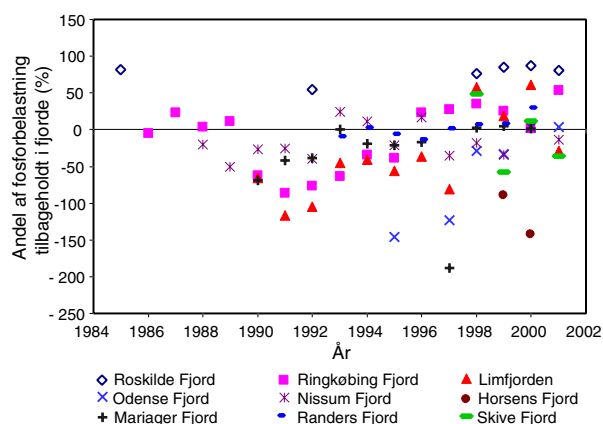
Den andel af kvælstof- og fosfortilførslerne, der ikke eksporteres, er vist i *Figur 19.1* og *Figur 19.2*. Tilbageholdelse af kvælstof skyldes dels permanent begravelse af kvælstof, og dels at nitrat i bundsedimenterne, reduceres til N_2 -gas (denitrificeres) og derved "gasser af". Ammonium kan frigives fra bunden under iltsvind. I fjorde med stor opholdstid (Roskilde, Ringkøbing, Nissum og Mariager fjorde) bliver der tilbageholdt mest kvælstof (40-90%). Den meget store kvælstoftilbageholdelse i Roskilde Fjord (ca. 85%) skyldes, at fjorden har stor opholdstid. I fjorde med mindre opholdstid (Odense, Horsens og Randers fjorde) bliver kun 0-20% af kvælstoftilførslen tilbageholdt i fjorden. I øvrigt oplyser Århus Amt, at tilbageholdelsen i Randers Fjord er nærmere de 20-30%, der er beregnet i 1999 og 2000, end de ca. 5%, der angives for perioden 1993-1998. Forskellen skyldes, at der i de nyere beregninger anvendes et mere omfattende datamateriale og et bedre modelgrundlag.

Tilbageholdelse af fosfor skyldes, at fosfor bindes i sedimentet. Når fosforeksporten ofte er større end tilførslen, skyldes det, at der i det pågældende år er frigivet mere fosfor fra bunden, end fjorden kan optage, hvilket typisk sker i forbindelse med iltsvind, hvor lave iltspændinger forårsager frigivelse af fosfor fra bunden. Fosforeksporten var større end tilførslen i Ringkøbing, Mariager og Nissum fjorde samt Limfjorden i perioden 1990-1995. Efter 1995 er det kun i 1997, hvor fosforeksporten var større end tilførslen i Mariager, Odense og Nissum fjorde samt Limfjorden, formentlig pga. kraftige iltsvind i 1997. Fosforfrigivelsen fra bunden af Ringkøbing Fjord blev desuden reduceret efter 1995 som følge af ændret slusepraksis. Den nye slusepraksis har forbedret vandskiftet og forøget fjordens saltholdighed, og dermed tilladt sandmuslingen at kolonisere fjorden. Sandmuslingen er en effektiv filtrator og fjerner store mængder planktonalger fra vandsøjlen. Derved når lyset

ned til bunden, hvor de mikrobentiske algers fotosyntese, sammen med de nedgravede sandmuslingers filtrationsaktivitet, er med til at holde sedimentet iltet.



Figur 19.1 Andel af kvælstofbelastning tilbageholdt i fjorde 1985-2001.



Figur 19.2 Andel af fosforbelastning tilbageholdt i fjorde 1985-2001.

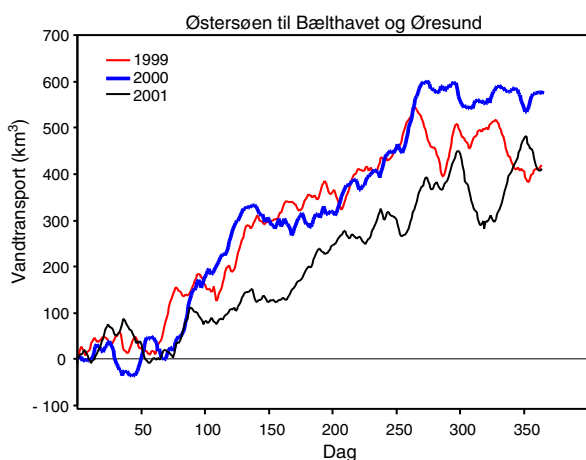
Vand- og stoftransporter i åbne farvande

Vand- og stoftransporter er beregnet af DHI - Institut for Vand og Miljø med Farvandsmodellen for perioden 1999-2001 (*Tabel 19.1*, *Figur 19.3* og *Figur 19.4*). Både vand- og salttransport har store korttidsfluktuationer, særligt i efterårs- og vintermånederne. Derfor var det meget ukarakteristisk for en efterårsperiode, at vandføringen i oktober-december 2000 var så godt som stationær, særligt i sammenligning med vandføringen i samme periode de øvrige 2 år. Vandstanden i Kattegat (og dermed vandføring og salttransport) påvirkes i høj grad af østen- og vestenvind. Fra januar til april 2001 var vindhastigheden generelt lav, og vindretningen skiftende, hvilket formentlig forklarer, at vandføringen fra Østersøen til Bælthavet og Øre-

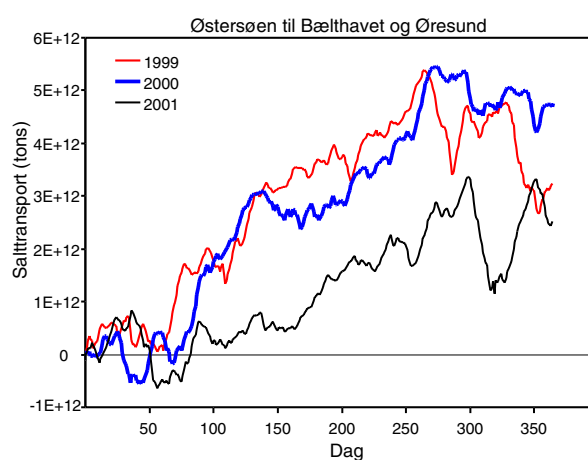
sund i de første 4 måneder af 2001 var noget mindre end i 1999 og 2000. Næringsstoftransporterne varierer meget mellem år (Tabel 19.1). Da der i en given måned er en stærk sammenhæng mellem næringsstofkoncentration (og dermed transport) og salinitet, varierer størrelsen af næringsstoftransporterne med størrelsen af salttransporterne. Variationen i næringsstoftransporterne mellem år skyldes derfor fortrinsvis den naturlige variation mellem år. Den lave nettotransport af TN ud fra Østersøen i 2001 skyldes primært en stor brutto-transport af TN fra Bælthavet til Østersøen under de to større indstrømningshændelser i 2001.

Fornyelsen af dybt vand i Østersøen er afhængig af uregelmæssig tilstrømning af dybt vand fra Skagerrak. For eksempel har Gustafsson & Anders-

son (2001) vurderet, at fornyelsen af dybt vand i Østersøen kræver mindst 50 km^3 vand med en salinitet større end 17. I perioden 1999-2001 fandt den største indstrømningshændelse sted i oktober 2001 med et volumen på 162 km^3 , en saltindstrømning på $2,2 \cdot 10^{12} \text{ kg}$ salt og en middelsalinitet på 13,2. Densiteten af vandet i denne hændelse var dermed ikke tilstrækkelig til at forny det dybe vand i Østersøen, men medførte dog en målbar forbedring af iltforholdene i Bornholmsbassinet, der ikke er helt så dybt. Til sammenligning fandt den største indstrømningshændelse i perioden 1902 - 1998 sted i januar 1993 med et volumen på 240 km^3 , en saltindstrømning på $4,6 \cdot 10^{12} \text{ kg}$ salt og en middelsalinitet på 19,1 (Gustafsson & Andersson 2001).



Figur 19.3 Akkumuleret vandføring fra Østersøen til Bælthavet og Øresund.



Figur 19.4 Akkumuleret salttransport fra Østersøen til Bælthavet og Øresund.

Tabel 19.1 Årlige vand-, salt- og næringsstoftransporter beregnet med Farvandsmodellen i perioden 1999-2001.

	År	Vandføring (Q) (km^3)	Salttransport (QS) (10^{12} kg)	DIN (1.000 tons)	TN (1.000 tons)	DIP (1.000 tons)	TP (1.000 tons)
Østersøen til Bælthavet og Øresund							
	1999	418	3,3	21,0	122	2,0	8,3
	2000	573	4,8	16,0	172	5,0	13,0
	2001	413	2,6	3,5	88	2,3	9,7
Bælthavet og Øresund til Kattegat							
	1999	424	2,0	8,0	129	-0,1	3,5
	2000	597	4,9	11,0	118	1,4	4,0
	2001	423	3,1	-4,5	118	0,6	5,7
Kattegat til Skagerrak							
	1999	444	2,2	-12,0	148	-4,0	1,3
	2000	617	4,6	-1,1	166	-1,3	6,0
	2001	428	4,1	-21,7	95	-0,5	2,1

20 Udvikling i plankton

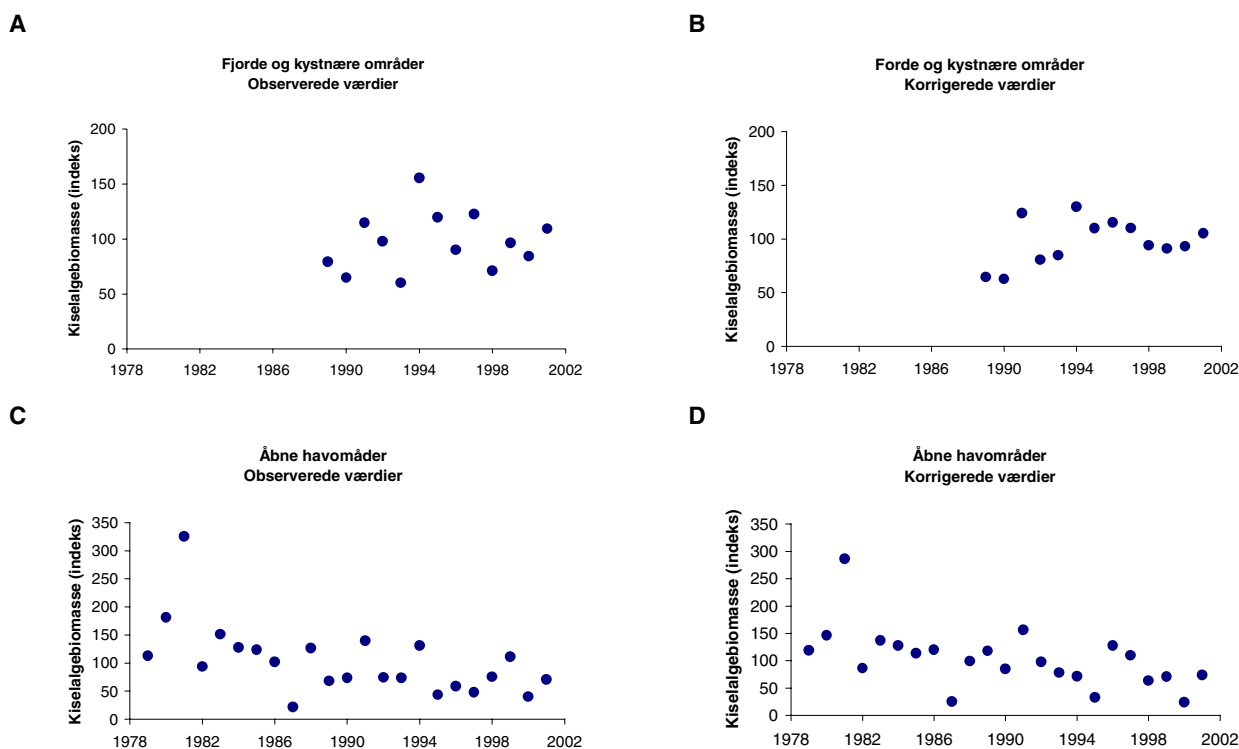
Udviklingen i plankton er i det følgende beskrevet ud fra indeks beregnet som beskrevet i *Bilag 1*. Indeks for sigtdybde og klorofyl blev beregnet for perioden marts til og med oktober, mens årsgennemsnit blev anvendt til indeks for kulstofbiomassen af kiselalger og for primærproduktion. Korrektioner af indeksværdierne for klimatiske variationer er beskrevet i *Bilag 1*.

Fytoplankton kulstofbiomasse

Kiselalger er den algegruppe, der bidrager mest til den totale fytoplanktonbiomasse i de fleste danske fjorde med høj saltholdighed, og de er en af de dominerende algegrupper i de åbne havområder. Udsynkning af kiselalger fra overfladevandet forsyner den benthiske fauna med betydelige mængder af organisk materiale.

Biomassen af kiselalger i fjorde og kystnære områder har siden 1989 udvist store år til år svingninger uden en overordnet tendens til stigning eller fald (*Figur 20.1*). Til vurdering af sammenhæng mellem

kiselalgebiomassen og klimatiske variationer blev indeksværdier for følgende parametre inddraget i en multipel regressionsanalyse (se *Bilag 1*): afstrømning, vind, indstråling, temperatur og antal soltimer pr. sommer. Kiselalgebiomassen i fjordene hang i perioden efter 1989 signifikant sammen med antallet af soltimer i sommerperioden maj-september ($P < 0,05$). Ved korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (antallet af soltimer i sommerperioden) blev år til år variationerne væsentligt mindre. De korrigerede indeksværdier viste ingen signifikant tendens til stigning eller fald i perioden 1989-2001. I de åbne havområder faldt biomassen af kiselalger fra 1979 til 2001 (*Figur 20.1C*). Mest markant var faldet i perioden indtil midt i 1980'erne. Ved korrektion for klimatiske variationer (afstrømning) blev tendensen til faldende biomasser forstærket (*Figur 20.1D*). Både den observerede og den klimakorrigerede kiselalgebiomasse er faldet signifikant siden 1979 ($P < 0,01$ for begge indeks).



Figur 20.1 Udviklingen i årlige gennemsnitsbiomasser af kiselalger i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i de indre farvande (C og D). Biomassen er beskrevet ved et indeks, der tager højde for forskelle i biomasseniveauer imellem stationer (se *Bilag 1*). Figurene A og C viser udviklingen i biomasseindeks, og figurene B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer.

Sigtddybde, klorofyl og primærproduktion

I lighed med sidste år er den tidsmæssige udvikling i sigtddybde, klorofyl koncentration og primærproduktion analyseret ud fra nationale indeksværdier for henholdsvis fjorde og åbne havområder. De observerede indeksværdier er sammenholdt med klimaet de enkelte år, og der er beregnet et klimakorrigeret indeks for hvert år. I *Bilag 1* findes en detaljeret beskrivelse af beregningsmetoder for både indeksberegning og klimakorrektion.

Formålet med at beregne klimakorrigerede indeks er at fjerne effekten af år til år variationer i klimaet, her beskrevet som lufttemperatur, indstråling, middel vindhastighed og afstrømning. Ideelt set beskriver de klimakorrigerede indeks således den tidsmæssige udvikling i den pågældende parameter, renset for klimaets år til år effekter, og en evt. tidsmæssig udvikling vil derfor være tydelig.

Fjorde

Sigtddybden i fjordene har været svagt stigende siden 1989, og værdien for 2001 er på niveau med 1997 og 98 og kun 3,5% mindre end den hidtil højeste værdi i 1996 (*Figur 20.2A*). Den positive udvikling siden 1989 sker efter en markant stigning i sigtddybden mellem 1985 og 1989, og niveauet i 2001 er således ca. 20% (indeks 109) højere end i perioden 1977 til 1985 (indeks 84-93). Den positive udvikling falder sammen med udbygningen af rensningsanlæggene omkring 1990, som reducerede fosfortilførslerne og fosforkoncentrationerne i fjordene (*Figur 20.2, Figur 18.1 og Figur 16.1*). Sigtddybden er negativt korreleret med afstrømningen og positivt korreleret med indstrålingen, og tilsammen kan de to parametre forklare 92% af år til år variationen siden 1993 (*Bilag 1*). Årene før 1993 afviger markant fra denne sammenhæng, hvilket antagelig skyldes, at den biologiske struktur ændres pga. stigende fosforbegrænsning. Siden 1993 kan der ikke konstateres nogen udvikling i sigtddybden, men her må tages det forbehold, at der nu er sigt til bunden i en del fjorde, og data for sigtddybden derfor i nogle tilfælde ikke kan beskrive en yderligere positiv udvikling.

Klorofylkoncentrationen følger delvist mønsteret for sigtddybden, men som forventet med omvendt fortegn. Den højeste klorofylkoncentration er målt i 1985, hvor sigtddybden var lavest, og der skete et markant fald fra 1985 til 1989. Siden omkring 1990 er klorofylkoncentrationen fortsat med at falde, og værdien for 2001 er blandt de lavest observerede (*Figur 20.2B*). Klorofylkoncentrationen er positivt korreleret til afstrømning med en koefficient på 0,3% pr. procent ændring i afstrømning (*Bilag 1*). Vinden har en negativ effekt på klorofylkoncentrationen, og der er derudover et fald på 3% pr. år, som ikke kan relateres til klimaet. Denne relation forklarer 90% af år til år variationen. Hvis man

inddrager temperatur og indstråling, kan over 98% af variationen forklares.

Primærproduktionen i fjordene er faldet mere eller mindre konstant fra 1980 til 1998, men de sidste 3 år udviser den en stigende tendens, og værdien i 2001 er på niveau med værdierne fra omkring 1990. En klimakorrektion med afstrømning februar-september og indstråling og temperatur forår og efterår kan forklare 99,9% af år til år variationen siden 1993. Den høje produktion i 1999 til 2001 kan således forklares ved den høje afstrømning i 1999 og høj indstråling først og sidst på året i 2000 og 2001. Indeksværdierne for indstråling i januar til maj samt oktober til december er henholdsvis 116 og 121 i 2000 og 2001, hvor det næsthøjeste år er 1982 med indeks 106. Det er især disse ekstremer, som styrer korrelationen til klima og giver den høje forklaringsgrad fra klima. Mekanismen stemmer godt med, at primærproduktionen er lysbegrænset forår og efterår, hvor overfladeindstrålingen er lav, og næringssaltkoncentrationerne er høje. Inddragelse af indstrålingen i sommerperioden giver således en betydelig dårligere sammenhæng. På det foreliggende datagrundlag må vi derfor konkludere, at primærproduktion i fjordene fortsat falder, når man tager hensyn til klimaets effekter.

Diskussion

De tre parametre viser samstemmende en tydelig forbedring af tilstanden i fjordene, med klarere vand, lavere klorofylkoncentration og lavere primærproduktion. Ændringerne starter efter 1985 og fortsætter i hvert fald frem til omkring 1996-98. De sidste 3 år er udviklingen i de observerede værdier stoppet, eller vendt til en svagt negativ tendens. Det kan dog forklares ud fra den klimatiske variation, hvor 1999 havde en høj afstrømning og 2000 og 2001 en meget høj indstråling (*Figur 15.3 og Figur 15.4*).

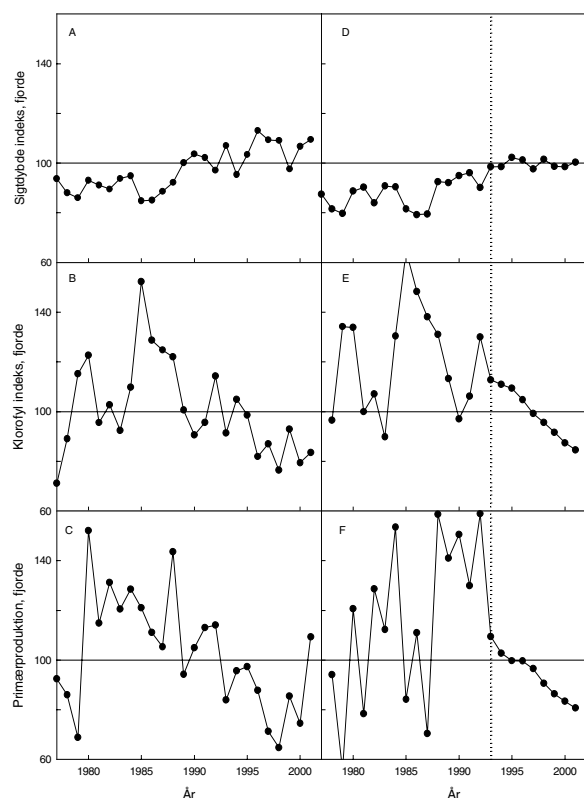
Åbne havområder

Sigtddybden i de åbne havområder har udviklet sig positivt siden 1987, og var i 2001 på niveau med 2000 og 1997, og kun overgået af værdien fra det meget tørre år 1996. Klimakorrektion af data fra 1988 og frem kan forklare 97% af variationen, idet alle klimaparametre udviser en signifikant effekt på sigtddybden (*Bilag 1*). Den klimakorrigerede værdi er således konstant stigende (*Figur 20.3*).

De observerede klorofylkoncentrationer svinger meget over tid, fra meget lave værdier frem til og med 1981, og derefter høje værdier i 1983 til 1988. Siden 1989 har klorofylindekset ligget mere konstant og med ret lave værdier i både 2000 og 2001. En del af denne variation må tilskrives metoder og prøvetagning, som først blev systematiseret i 1989. Det klimakorrigerede indeks udviser en svag stig-

ning siden 1989, og styres især af indstrålingen tidligt forår og efterår (*Bilag 1*). Der er i modsætning til de øvrige parametre kun en svag, men dog signifikant, sammenhæng til afstrømning ($p = 0,062$).

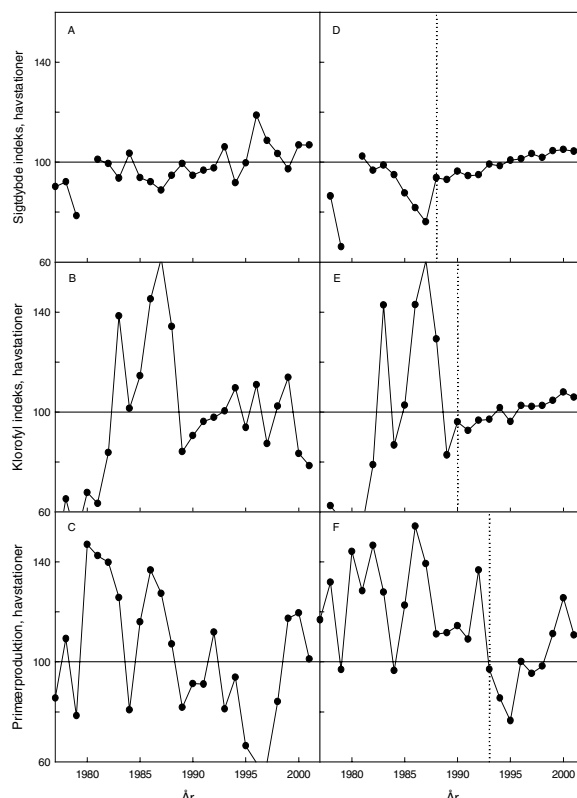
Primærproduktionen lå på et højt niveau i 1980'erne, og er siden faldet frem til og med 1997, hvorefter den steg igen. I 2001 lå den meget tæt på indeks 100, dvs. middel for hele perioden. Også her er der problemer med mulige effekter af prøvetagningsprogram og metodik, idet antallet af stationer blev reduceret meget kraftigt fra 1998 og frem, samtidig med at metoden blev ændret. Kli-



Figur 20.2 Udviklingen i sigtdybde (indeks marts-oktober), klorofylkoncentration (indeks marts-oktober) og primærproduktion (indeks årsproduktion) i fjerde. Figurerne A, B og C viser udviklingen i de aktuelle indeks, mens figurerne D, E og F viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer (se *Bilag 1*). Klimakorrekturen er udviklet på data fra 1993 og frem, markeret med vertikale linier, men anvendt på data fra alle år.

makorrekturen viser en signifikant positiv effekt af afstrømningen og en stigning på 4% pr. år fra 1993 til 2001.

Samlet viser de tre parametre et positivt skift fra 1980'erne til 1990'erne, som er i overensstemmelse med en nedgang i koncentrationerne af uorganiske næringssalte. Udviklingen i 1990'erne er ikke entydig, hverken i de observerede eller klimakorrigerede værdier. Sigtedybden er svagt stigende, men er ikke som forventet relateret til klorofylkoncentrationen, hvor de observerede værdier er uændrede over perioden, og det klimakorrigerede indeks stiger.



Figur 20.3 Udviklingen i sigtdybde (indeks marts-oktober), klorofylkoncentration (indeks marts-oktober) og primærproduktion (indeks årsproduktion) i åbne farvande. Figurerne A, B og C viser udviklingen i de aktuelle indeks, mens figurerne D, E og F viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer (se *Bilag 1*). Vertikale linier markerer det år, fra hvilket klimakorrekturen er modelleret. Klimakorrekturen er efterfølgende anvendt på alle år.

21 Udvikling i iltforhold

Kun få stationer i fjorde og kystvande viser en signifikant ændring i iltforholdene siden Vandmiljøplanens marine overvågning startede i 1989. I 'forårsperioden' april-juni ses en stigning i den minimale iltkoncentration på 7 stationer fordelt på Ålborg Bugt, det Sydfynske Øhav, Storebælt og Øresund. Stigningen på den lavvandede station DSØ33 i Svendborg Sund tilskrives fjernelse af spildevandsudledninger. På den lavvandede station SS8, Seden Strand i Odense Fjord, ses et fald, som formodentligt skyldes reduceret forekomst af søsalat og dermed mindre iltproduktion i dagtimerne.

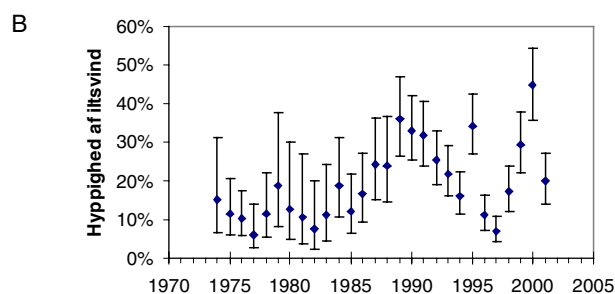
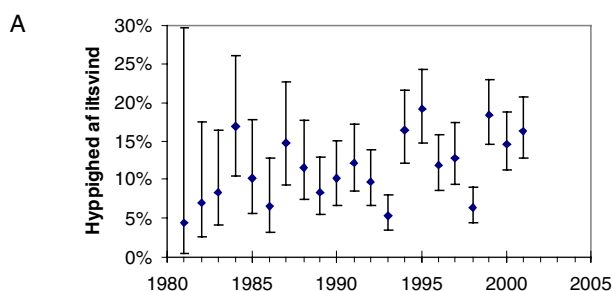
Hyppigheden af iltsvind og kraftigt iltsvind udtrykkes ved andelen af prøvetagninger i juli-november, hvor iltkoncentrationen ved bunden er under henholdsvis 4 mg l⁻¹ og 2 mg l⁻¹. Der er ingen generelle tendenser for udvikling i iltsvindhypigheden fra starten af Vandmiljøplanens overvågningsprogram i 1989. Betragter man derimod hyppigheden af iltsvind siden midten af 70'erne, er der sket en forøgelse af hændelser med både iltsvind og kraftigt iltsvind (Tabel 21.1), og største-

delen af stationerne med lange tidsserier viste tendens til stigende hyppighed af iltsvind. Fald i iltkoncentrationen i Kattegat, Øresund og Bælthavet siden slutningen af 1970'erne er også påvist med andre metoder (Ærtebjerg et al. 1998). Det er påvist både for fjorde (Møhlenberg 1999) og åbne indre farvande (Henriksen et al. 2001), at den del af iltsvindet, der ikke er betinget af bundvandets opholdstid og temperatur, er relateret til kvælstoftilførslerne, jo større kvælstoftilførsel jo lavere iltkoncentration.

For fjorde og kystnære stationer var hyppigheden af iltsvind i 2001 på niveau med 1999 og 2000, og noget højere end 1996-98 (Figur 21.1). Derimod var iltsvindhypigheden i de åbne havområder i 2001 ikke usædvanlig sammenlignet med de andre år i overvågningsperioden (1989-2001). Det mest markante skift i hyppigheden af iltsvind skete i midten af 1980'erne. Der er ingen sammenhæng mellem iltsvindhypigheden i fjord- og kystnære områder og de åbne havområder, hvilket indikerer, at iltsvind er styret af forskellige faktorer i de to typer af områder.

Tabel 21.1 Stationer i NOVA-programmet, hvor der ved logistisk regression af iltsvindhændelser er fundet en signifikant ($p < 0,05$) udvikling i hyppigheden af iltsvind og kraftigt iltsvind i perioden juli-november. Hyppigheden af iltsvind er undersøgt på 149 stationer, hvoraf 71 og 47 stationer havde tidlige variationer i hyppigheden af henholdsvis iltsvind og kraftigt iltsvind og dermed kunne indgå i den statistiske analyse.

Iltsvind	Station	Antal år	Periode	Hyppighed af iltsvind	Hyppighed af kraftigt iltsvind
Odense Fjord	6940622	20	1981-2001	Stigning	Stigning
Limfjorden	3723-1	20	1982-2001	Stigning	Stigning
Sydfynske Øhav	6500051	25	1977-2001	Stigning	
Århus Bugt	170006	20	1978-2001	Stigning	
Øresund	431	31	1971-2001	Stigning	Stigning
Storebælt	939	28	1974-2001	Stigning	
Femer Bælt	952	28	1974-2001	Stigning	Stigning
Arkona Havet	449	18	1974-2001	Stigning	
Horsens Fjord	6489	17	1984-2001		Stigning
Flensborg Fjord	KFF2	16	1986-2001		Stigning



Figur 21.1 Middelhyppigheden af iltsvind for repræsentative stationer med tilbagevendende iltsvind i A) fjorde og kystnære områder og B) åbne havområder. Hyppighederne for de enkelte år er udregnet ved logistisk regression.

22 Udvikling i bundvegetation

Dette afsnit analyserer udviklingen i ålegræs og makroalger i inderfjorde, yderfjorde og kystnære områder samt udviklingen i makroalger på stenrev gennem overvågningsperioden 1989-2001.

Ålegræssets dybdegrænse

Ålegræssets dybdegrænse var størst langs de åbne kyster (4,7 - 6,1 m), lidt mindre i yderfjordene (3,1 - 3,8 m) og mindst i inderfjordene (2,6 - 3,4 m) i perioden 1989-2001. Dybdegrænsen var signifikant forskellig de tre områdetyper imellem (envejs ANOVA, $p < 0,001$).

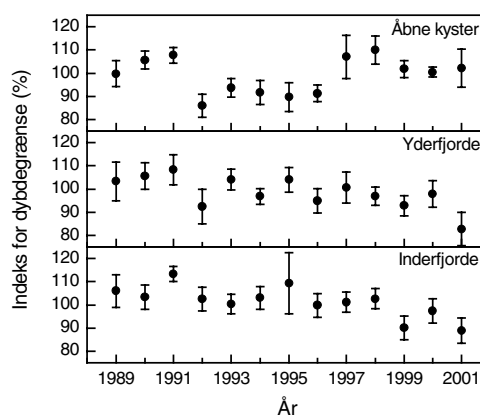
På de åbne kyster var der ingen signifikant udvikling i dybdegrænsen set over hele overvågningsperioden 1989-2001 (Kendalls- τ og fortest, $p > 0,05$). Ålegræsset forekom ud til stor dybde fra 1989 til 1991, rykkede ind på lavere vand i 1992-1996 og forekom herefter igen på dybere vand (Figur 22.1). I den ydre del af fjordene er dybdegrænsen blevet signifikant mindre gennem perioden 1989-2001 (Kendalls- τ , $p = 0,028$). Her har dybdegrænsen svinget meget siden 1992 og nåede sit laveste niveau i 2001. Også i inderfjordene er dybdegrænsen blevet signifikant mindre gennem perioden 1989-2001 (Kendalls- τ , $p = 0,005$). Dybdegrænsen svingede omkring det samme niveau frem til 1999, hvorefter den var markant lavere i perioden 1999-2001.

Bag denne samlede analyse af udviklingen i dybdegrænsen ligger Kendalls- τ analyser af udviklingen i hvert enkelt område gennem perioden 1989-2001, som bekræfter den generelle tendens. Ud af analysens 29 indre fjordområder var udviklingen signifikant negativ i de 8, positiv i de 2 og ikke signifikant i de resterende 19. Udviklingen i de 18 ydre fjordområder var signifikant negativ i de 4 og ikke signifikant i de resterende 14. Blandt de 18 åbne

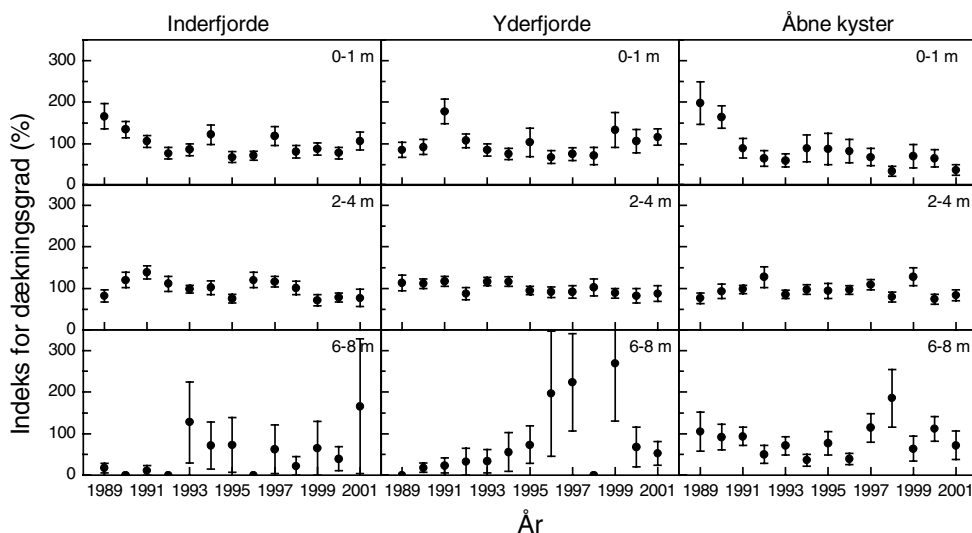
områder var udviklingen signifikant negativ i de 3, positiv i ét og ikke signifikant i resten.

Ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad blev analyseret for dybdeintervallerne 0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, 4-6 m, 6-8 m og 8-10 m (Figur 22.2 viser udviklingen i udvalgte dybdeintervaller). Variationen i dækningsgraden mellem fjordene er vist som usikkerhedsangivelser på figuren, og denne variation var markant større på de lave og de store dybder i forhold til mellemdybderne. Tilsvarende var variationen i dækningsgrad mellem årene markant større på de lave og de store dybder i forhold til mellemdybderne. De kraftigste bestande på mellemdybder var dermed også de mest stabile.



Figur 22.1 Udvikling i ålegræssets maksimale dybdegrænse (\pm standard error) gennem overvågningsperioden 1989-2001 for henholdsvis åbne kyster, yder- og inderfjorde. Dybdegrænsen er bestemt ved et indeks, der tager højde for forskelle i dybdegrænsens niveau (se også Bilag 1). En høj indekssværdi betyder, at ålegræsset forekommer ud til relativt dybt vand.



Figur 22.2 Udvikling i ålegræssets dækningsgrad (\pm standard error) gennem overvågningsperioden 1989-2001. Udviklingen er vist for 3 udvalgte dybdeintervaller for henholdsvis åbne kyster, yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

I den inderste del af fjordene var der ingen signifikant udvikling i dækningsgraden gennem perioden 1989-2001 (Kendalls- τ , $p > 0,05$). En fortegnstest bekræfter dette resultat, selvom 2/3 af fjordene havde en negativ udvikling på de lave dybder (0-1 m, 1-2 m), og størstedelen af fjordene havde en positiv udvikling på de store dybder (4-6 m, 6-8 m; fortegnstest, $p > 0,05$). I den yderste del af fjordene var dækningsgraden faldet på 2-4 m dybde, mens den var steget på 6-8 m for perioden 1989-2001 som helhed. I 2000 og 2001 var dækningsgraden dog meget lav på 6-8 m dybde (Kendalls- τ hhv. $p = 0,01$ og $p = 0,012$). Langs de åbne kyster var dækningsgraden ligeledes faldet på de lave dybder (0-1 m, 1-2 m, Kendalls- τ , $p = 0,005$ og $p = 0,015$).

Sammenfattende viste ålegræsset følgende udvikling gennem overvågningsperioden:

- ingen ændring i dybdegrænsen langs åbne kyster
- faldende dybdegrænse i inder- og yderfjorde
- ingen udvikling i dækningsgraden i den inderste del af fjordene
- faldende dækningsgrad på lave dybder i yderfjorde og på åbne kyster
- stigende dækningsgrad på store dybder i den yderste del af fjordene

Det er overraskende, at dækningsgraden er steget på dybt vand i yderfjordene, samtidig med at dybdegrænsen generelt er reduceret. Det er dog ikke nødvendigvis de samme yderfjorde, som viste en stigning i dækningsgrad på dybt vand (6-8 m) og et fald i dybdegrænsen. Det forholder sig nemlig sådan, at yderfjordenes dybdegrænse var 3,1-3,8 m i gennemsnit, og derfor har kun få af fjordene ålegræs på 6-8 m dybde.

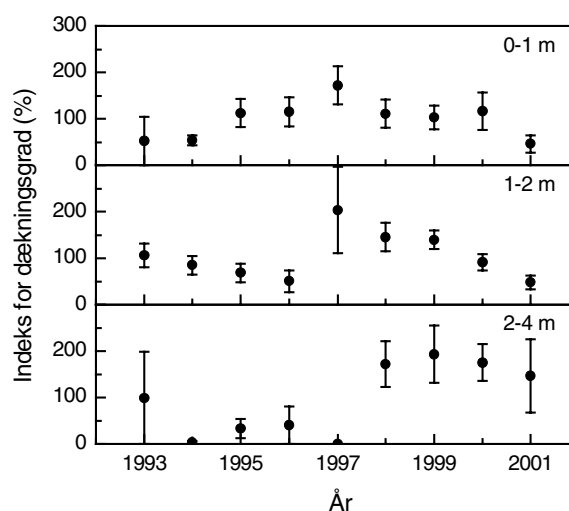
Tendensen til forbedret sigtddybde (Kapitel 20) afspejler sig endnu ikke i forbedrede dybdegrænser for ålegræsset på landsplan. Det er sandsynligt, at hyppige forekomster af iltsvind på dybere vand medvirker til at reducere dybdegrænsen. Kun få amter fandt en sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtddybden i området, men kunne til gengæld rapportere om hyppige iltsvindshændelser. Den lange generationstid hos ålegræs sammenholdt med en relativt langsom vegetativ væksthastighed og frøplanter begrænsede overlevelse (Olesen & Sand-Jensen 1994) kan være en anden forklaring på, hvorfor ålegræssets dybdegrænse i nogle områder endnu ikke følger den positive udvikling i sigtddybden.

Eutrofieringsbetingede alger

Eutrofieringsbetingede alger betegner alger, som favoriseres af stor næringssalttilførsel, og deres dækningsgrad er derfor et udtryk for miljøtilstanden i området, idet mange alger er udtryk for dårlig

miljøkvalitet. Databasen indeholder dog kun få oplysninger om disse alger, og analysen omfatter derfor kun den inderste del af fjordene i dybdeintervallerne 0-1 m, 1-2 m og 2-4 m og kun perioden 1993-2001 (Figur 22.3). Den gennemsnitlige dækningsgrad varierede fra 1 til 20% på 0-1 m dybde, fra 1 til 25 % på 1-2 m dybde og fra 0 til 20% på 2-4 m dybde gennem perioden 1993-2001.

Ingen af dybdeintervallerne viste en signifikant udvikling i dækningsgraden gennem perioden 1993-2001 (Kendalls- τ , $p > 0,05$). På dybderne 0-1 m og 1-2 m har dækningsgraden dog vist tendens til fald siden 1997, mens dækningsgraden på 2-4 m har været relativt høj fra 1998 til 2001.

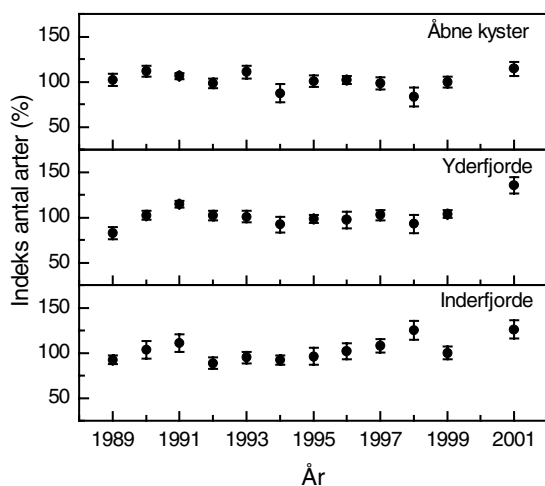


Figur 22.3 Udvikling i dækningsgraden (\pm standard error) af eutrofieringsbetingede alger i 3 dybdeintervaller i inderfjorde gennem overvågningsperioden 1993-2001. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

Makroalgers artsantal

Der forekom flest makroalgearter på de åbne kyster (22-29), lidt færre (8-20) i den yderste del af fjordene og færrest (8-14) i den inderste del af fjordene i perioden 1989-2001. Artsantallet var signifikant forskelligt de 3 områdetyper imellem (envejs ANOVA, $p < 0,001$). Dette mønster skyldes formentlig en kombination af, at de åbne områder typisk har lavere næringssaltkoncentration, højere salinitet, større vanddybde og mere egnet substrat end de indre fjorde.

Der var ingen signifikant udvikling i artsantallet gennem overvågningsperioden (Kendalls- τ , $p > 0,05$) i nogen af områderne, men der var tendens til, at artsantallet steg i 2001 (Figur 22.4). På sigt forventer vi, at den forbedrede miljøtilstand i form af reducerede koncentrationer af næringssalte og øget sigtddybde vil afspejle sig i mere artsrige algesamfund.



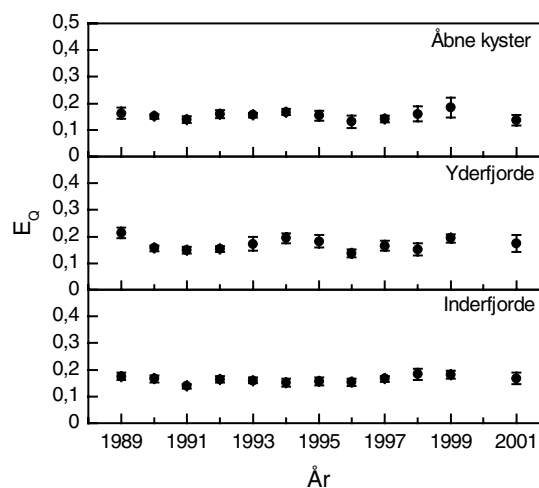
Figur 22.4 Udvikling i makroalgernes artsantal (\pm standard error) gennem overvågningsperioden 1989-2001 for henholdsvis åbne kyster, yder- og inderfjorde. Artsantallet er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

Makroalgernes dominansforhold

Makroalgernes dominansforhold (E_Q) er et udtryk for, om et givent område er domineret af få arter, eller om arterne optræder med mere ensartet hyppighed (Smith & Wilson 1996, Middelboe 2000). E_Q ligger mellem 0 og 1, og nærmer sig 1, når arterne i samfundet forekommer med ensartet hyppighed, mens E_Q nærmer sig 0, når få arter dominerer. Der var ingen signifikante forskelle mellem E_Q -værdierne i inderfjorde (μ : 0,153), yderfjorde (μ : 0,170) og åbne områder (μ : 0,164) (Figur 22.5, envejs ANOVA, $p = 0,070$). Vi vurderer, at forskellene mellem områdetyperne er så små, at E_Q ikke er en velegnet indikator for forskelle mellem algesamfundene på landsplan. Dermed udelukker vi ikke, at E_Q kan være informativ, når det gælder udviklingen i det samme område fra år til år, som flere amter har dokumenteret.

Makroalgernes dominansforhold svingede kun ganske lidt mellem årene på både åbne kyster og i yder- og inderfjorde og viste ingen signifikant udvikling gennem overvågningsperioden (Kendalls- τ , $p > 0,05$).

Sammenfattende var der ingen signifikant udvikling i makroalgensamfundet gennem overvågningsperioden 1989-2001. Der var dog tendens til, at dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger var faldet på helt lavt vand og der var relativt mange makroalgearter i 2001. Vi forventer, at denne tendens vil fortsætte, hvis miljøtilstanden i fjordene og kystområderne fortsat bliver bedre.



Figur 22.5 Udvikling i makroalgernes dominansforhold, E_Q , (\pm standard error) for henholdsvis åbne kyster, yder- og inderfjorde. Kun områder med artsantal > 12 er inkluderet. En høj E_Q -værdi angiver, at arterne optræder med relativt ensartede hyppigheder, mens en lav E_Q angiver, at samfundet er domineret af få arter.

Klimakorrektioner

Vi har sammenlignet de forskellige vegetationsparametre med et antal klimaparametre (soltimer, temperatur, vind og afstrømning) i et forsøg på at korrigere datasættet for klimatiske variationer. Formålet var at teste, om de klimakorrigerede vegetationsparametre viste en signifikant udvikling gennem overvågningsperioden, som kunne tilskrives reduktioner i tilførsel af næringssalte. Alle klimaparametre blev opgjort som måneds- og års-gennemsnit for hele landet og blev i analysen tidsforskudt med op til et år.

Der var ingen signifikante sammenhænge mellem de gennemsnitlige klima- og vegetationsparametre (linear regression, $p > 0,05$). Der var dog tendens til, at ålegræssets dækningsgrad blev påvirket af antallet af soltimer på lavt vand og af afstrømning og vindhastighed på dybt vand. Der var også tendens til, at temperaturen påvirkede de eutrofieringsbetingede alger på 2-4 m dybde. Da ingen af disse tendenser var signifikante, har vi valgt ikke at klimakorrigere data.

Den manglende kobling mellem klima- og vegetationsparametre kan skyldes, at ændringer i klimaet formentlig ikke har en lineær effekt på vegetationen. Vegetationen vil være modstandsdygtig overfor mindre svingninger i klimaet, hvorimod ekstreme hændelser som fx høje temperaturer gennem længere tid eller kraftige vindhændelser formentlig vil have katastrofal virkning på vegetationens udbredelse og sammensætning, som det kan tage lang tid at overvinde.

Makroalger på stenrev i de åbne farvande

Algevegetationen på hård bund overvåges på otte stenrev i Kattegat og ét i det nordlige Bælthav. Vegetationen beskrives med en samlet dækningsprocent for de oprette alger og i form af specifikke dækningsprocenter for de enkelte arter inkl. skorpeformede alger.

Vegetationen på stenrevene i de indre åbne farvande består af en flerlaget rød- og brunalgevegetation, der dækker det stabile substrat fuldstændigt ned til 10-12 m 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 dybde.

Grønne søpindsvins græsning udgjorde en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen under springlaget på revet Schultz's Grund i det sydvestlige Kattegat og på den stenede havbund ud for Vejrhø i Samsø Bælt. På begge lokaliteter har græsningen stået på i nogle år.

I Henriksen et al. (2001) blev det påvist, at der var en god signifikant empirisk sammenhæng mellem de oprette algers samlede dækning og tilførslen af henholdsvis kvælstof, fosfor eller ferskvand på de dybe stationer i Kattegat, som ikke var græsningsreguleret af søpindsvin. Det var de centralt placerede rev i Kattegat, Kim's Top og Store Middgrund, der udviste den bedste respons på tilførslerne, hvorimod effekten gradvist blev reduceret nord for Læsø. Høje tilførsler af næringssalte eller ferskvand fører til en reduceret udvikling af den bentiske vegetation. Der blev tilsvarende fundet en signifikant sammenhæng mellem den bentiske vegetation og de pelagiske parametre sigtddybe og klorofylkoncentration, forhold der understøtter hypotesen om, at næringssalttilførslerne har betydning for lysniveauet, der når bunden, og dermed miljøkvaliteten på den enkelte lokalitet.

Den oprette algevegetations samlede dækning var bedre i 2001 end gennemsnittet for perioden 1994-2001 (Figur 22.6). Algerne dækning var omtrent på højde med de fine observationer fra 1996 og 1997, de to år som var præget af lave tilførsler af næringssalte til de indre danske farvande. Forbedringen var dog ikke signifikant, udtrykt som antal observationer over gennemsnittet, hverken i juni eller august (Tabel 22.1).

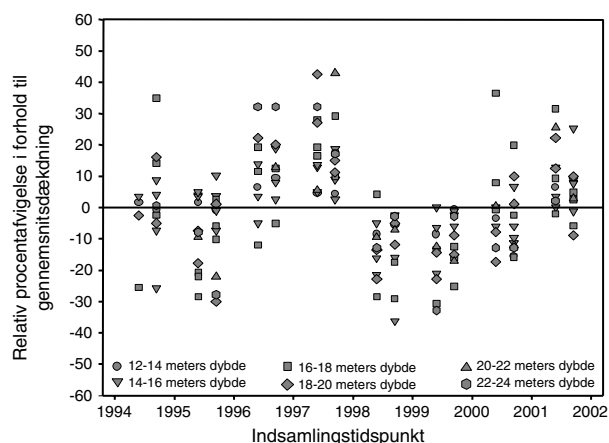
Multivariate analyser af algesamfundene på Kim's Top viser betydelige variationer i artssammensætningen både med stigende undersøgelsesdybde og over den undersøgte periode (Figur 22.7). Specielt

algesamfund beskrevet fra juni viser en tydelig udvikling i retning af klart adskilte dybdegrupperinger, men også en tydelig udvikling i vegetationen i de tørre år 1996 og 1997 og i 2001 i retning af, at samfund fra større dybder i disse år har en større lighed med samfund fra mindre vanddybder de øvrige år. Det vil med andre ord sige, at lysforholdene på en given dybde har været bedre i disse år.

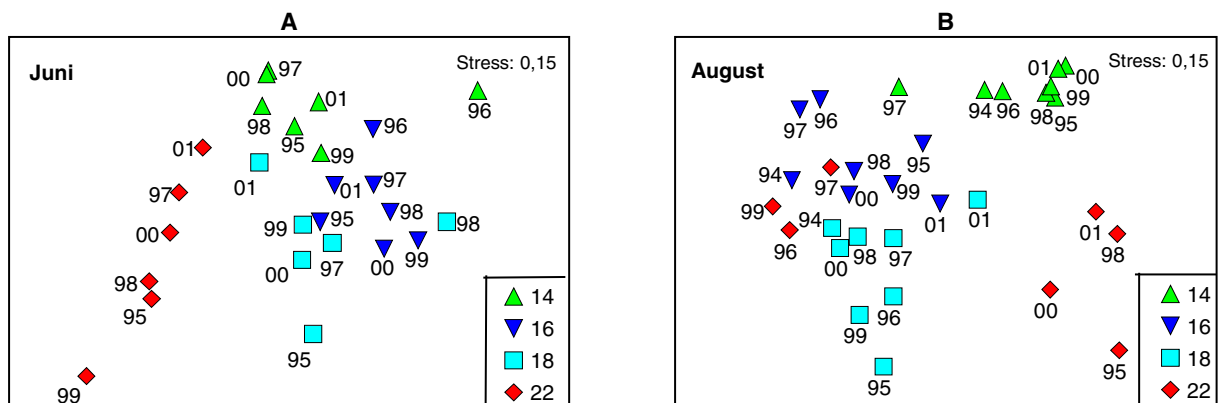
Tabel 22.1 Den oprette algevegetations dækning på de undersøgte stationer på en række stenrev i Kattegat i forhold til gennemsnittet for perioden 1994-2001. ↑ og ↓ angiver, at flertallet af de undersøgte stationer har en mere henholdsvis mindre udviklet vegetationsdækning end gennemsnittet. ← → angiver, at antallet af stationer over og under gennemsnittet er ens. p-værdierne er beregnet med en såkaldt fortegnstest for om forholdene er signifikant bedre eller ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001.

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

Undersøgel-sesår	Måned	Antal obser- vationer	Samlet vegetations- dækning i forhold til gennemsnit for 1994-2001	P-værdi
1994	juni	4	← →	ej sign.
	august	11	↑	ej sign.
1995	juni	11		ej sign.
	august	12	↓	ej sign.
1996	juni	9	↑	ej sign.
	august	9	↑	*
1997	juni	11	↑	***
	august	11	↑	***
1998	juni	10		*
	august	10	↓	**
1999	juni	10	↓	*
	august	11	↓	***
2000	juni	10	↓	ej sign.
	august	12	↓	ej sign.
2001	juni	11	↑	ej sign.
	august	11	↑	ej sign.

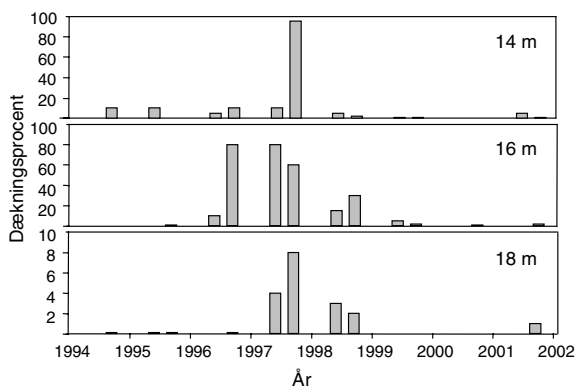


Figur 22.6 Den relative afvigelse i algedækningen i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter, hvorfra der foreligger data i perioden 1994-2001. Afvigelserne er angivet pr. 2 meters dybdeintervaller. Stationer hvor algevegetationens udbredelse var begrænset af søpindsvins græsning er udeladt. På grund af metodeændringer i 1994 er udbredelsen i 2001 kun sammenlignet med perioden fra 1994 og frem.



Figur 22.7 MDS plot af algesamfund beskrevet ved utransformerede dækningsprocenter på det højest genkendelige taksonomiske niveau for en dykker. Plottene viser ligheden udtrykt ved Bray-Curtis similariteter med hensyn til arts-sammensætning beskrevet på 4 dybder ved forskellige år fra 1994 til 2001 fordelt på henholdsvis juni (A) og august (B).

Udviklingen i den bentiske algevegetations sammensætning mellem de forskellige år på en given dybde på Kim's Top er ikke blot foregået ved mindre forskydninger i dækningen blandt arterne i det pågældende samfund. Det er tydeligt, at der sker en betydelig kolonisering af nye individer af arten alm. kællingehår (*Desmarestia aculeata*) i perioden 1996-97 (Figur 22.8). Kællingehår har tilsyneladende haft potentiale til at kolonisere de frie områder på stenene i år med gunstige vilkår, men sygner bort igen i løbet af 1998.



Figur 22.8 Udvikling i alm. kællingehårs dækning af stenene på 3 dybder i årene 1994-2001 på Kim's Top.

Effekt af kolonisering af nye individer på algesamfundenes artssammensætning og på de enkelte arters dækning må antages at øges med dybden på et rev, idet færre og færre individer overlever fra år til år. I Figur 22.7 fremgår det, at samfundene på 22 meters vanddybde er pænt grupperet fra juni-undersøgelserne med en generel dominans af bugtet ribbeblad (*Phycodrys rubens*). I august-undersøgelserne er der derimod tale om en markant opsplitning af vegetations-sammensætningen i samfund, der enten er domineret af røde trådalger (pudderkvastalge (*Spermothamnion repens*), krogalge (*Bonnemaisionia hamifera*) og lignende) i 1996, 1997 og 1999, eller samfund domineret af bugtet ribbeblad (øvrige år).

Kort konklusion

Vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat var generelt gode i 2001, men afveg ikke signifikant fra gennemsnittet for perioden 1994-2001.

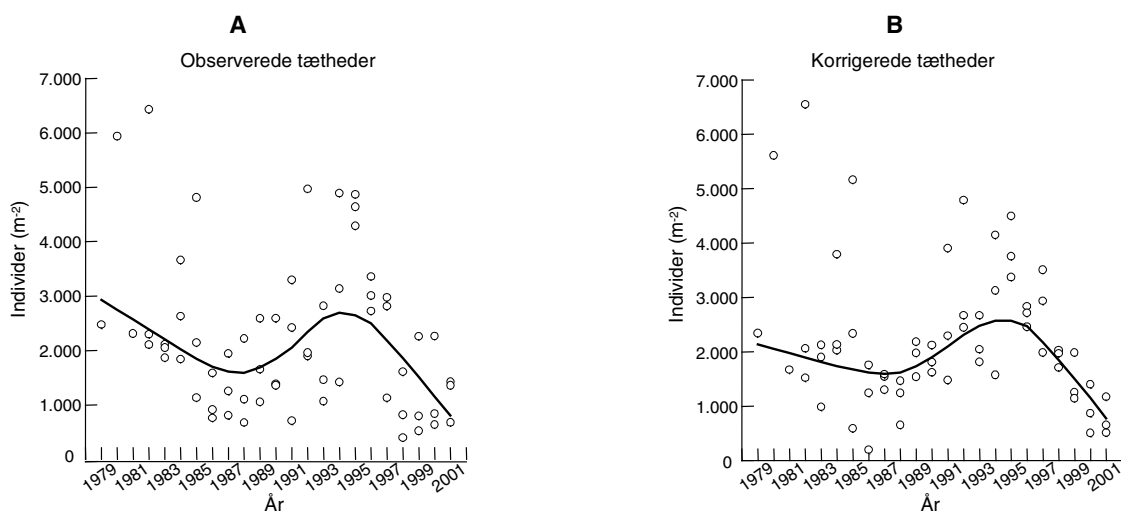
23 Udvikling i bundfauna

Åbne farvande

Som det er blevet beskrevet i de tidligere DMU-havrapporter, så forventes bundfaunaens bestandsstørrelse at være en indikator for den mere generelle eutrofieringstilstand, forudsat at det ikke er iltmangel, som begrænser bundfaunaen. Til analyse af udviklingen i bundfaunaen er der anvendt data både fra stationerne i de åbne farvande, hvorfra der findes forholdsvis lange tidsrækker, samt fra de nye BF-områder i NOVA-programmet, der nu omfatter 4 år. Det er tidligere vist, at den tidsmæssige samvariation på stationerne i de åbne farvande er markant, mens stationerne i de kystnære områder og fjordene samlet viser en større rumlig end tidsmæssig variation, og dermed i højere grad er præget af forskellige lokale forhold (Hansen et al. 2000). Som forklarende klimavariabel anvendes indekset for den nordatlantiske oscillation (NAO; Hurrell 1995; se Kapitel 2), samt afstrømning af ferskvand fra danske områder til de indre danske farvande (Henriksen et al. 2001). Faunavariablen blev relateret til klimaet de tre foregående år, og residualvariationen blev siden brugt som klimakorrigeret variabel for at vurdere effekter af andre faktorer end klima. For videre detaljer om metoden og resultater af analysen se Bilag 1. Der var en signifikant effekt ($P < 0,01$) af henholdsvis afstrømning og NAO på total individtæthed og på tæthed af børsteorme og bløddyr. Effekten af klima på biomassen (vådvægt) af de samme grupper var kun signifikant i perioden 1994-2001, når et større antal stationer, der ikke indgår i NOVA-programmet, blev inddraget. Da NAO-indekset korrelerede stærkt med afstrømningen, præsenteres kun udviklingen, hvor variation som følge af afstrømning og station er fjernet.

På de tre HELCOM-stationer i de indre danske farvande har den totale bundfaunatæthed svinget over de sidste 21 år med høje værdier i begyndelsen af 1980'erne og midt i 1990'erne efterfulgt af et markant fald. Efter korrektion for klimatiske variationer er dette mønster stadig tydeligt, men variationerne er dæmpet betydeligt (Figur 23.1A og B). På grund af svingningerne tidligt i perioden er der ingen signifikant lineær udvikling i bundfaunatætheden eller bundfaunabiomassen over hele perioden 1979-2001 ($P > 0,05$) (Figur 23.2A og B). Sammensætning med hensyn til taksonomiske grupper viste dog en forandring i denne periode. Mens toppen i firserne var domineret af både børsteorme og krebsdyr, så var halvfemser puklen kun domineret af børsteorme (Figur 23.5).

Udviklingen i perioden efter Vandmiljøplanerne (1989-2001), hvor 5-7 stationer (1416, 409, 413, 1238, 1402, 939, 31S, se Figur 4.35 i Hansen et al. 2000) er blevet undersøgt hvert år, er af speciel interesse, da man vil forvente, at en reduktion i næringsstofftilførslen vil blive fulgt af et fald i bundfaunaen. Den klimakorrigerede totale tæthed af bunddyr viste et signifikant fald i perioden ($P < 0,01$), men ikke biomassen ($P > 0,05$). Efter 1994 er der blevet foretaget undersøgelser på i alt 22 stationer i Kattegat, Øresund og bælteerne. I denne periode svarer udviklingen på alle disse stationer til udviklingen på Helcom-stationerne i samme periode. Med alle disse data er der samlet set tale om et signifikant fald i tætheden fra 1994 til 2001 ($P < 0,001$) (Figur 23.3A og B, Figur 23.4A og B).



Figur 23.1 Tidsmæssig udvikling i den totale bundfaunatæthed på de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande (A) før og (B) efter korrektion for klimatiske variationer. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).

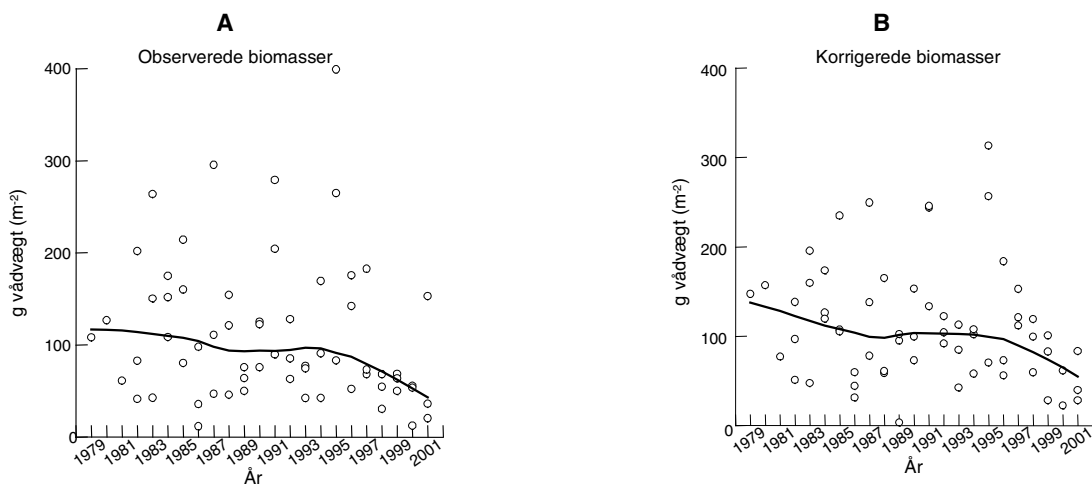
På grund af bestandssvingningerne i den tidlige del af den samlede periode 1979-2001 er faldet i tæthederne og biomasse over hele perioden ikke signifikant, ej heller når biomassen korrigeres for klimavariationer. Sidst i perioden, igennem 1990'erne, var der en svag, men dog signifikant, nedadgående tendens i residualvariationen for individtætheden. En sådan udvikling er i overensstemmelse med forventningerne ved en reduktion i tilførslen af næringsstoffer. Tendensen er også i overensstemmelse med det faktisk observerede fald i kvælstofkoncentrationen i ferskvandsafstrømningen til de indre farvande og faldet i kvælstofkoncentrationen i vandet. Man bør dog være opmærksom på, at klimakorrekturen har en relativt lille effekt på det generelle mønster af individtæthed under haloklinen i de åbne farvande. Dette kan skyldes flere forskellige forhold. Antagelsen om, at der er en lineær sammenhæng mellem bundfaunatæthed og afstrømning er således sandsynligvis en oversimplificering. En anden mulighed er, at andre og endnu uidentificerede faktorer styrer disse observerede svingninger. Med undtagelse af stationen i Arkona havet, hvor der forekommer tilbagevendende ilsvind, som dræber faunaen, så skyldes de observerede populationsvingninger i de åbne farvande ikke iltsvindshændelser.

Kystnære områder

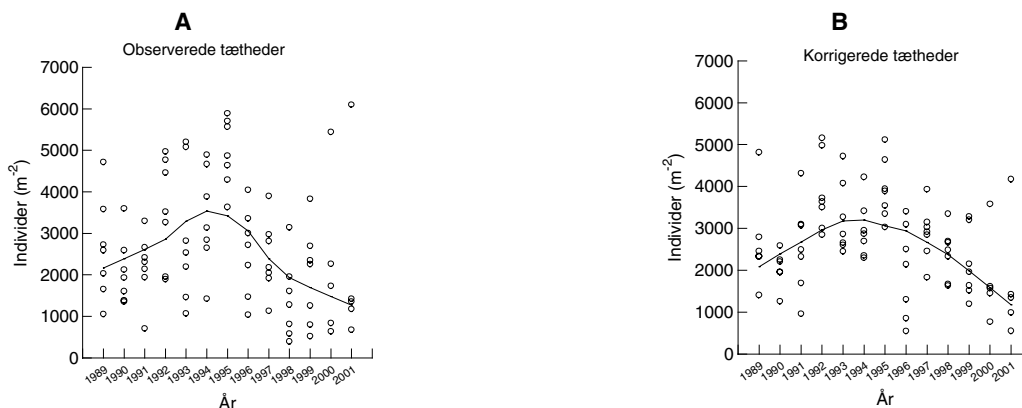
Ved overgangen til NOVA-programmet i 1998 blev overvågningsprogrammet for bundfauna i de kystnære områder ændret således, at der nu indsamles én Haps-prøve fra et stort antal stationer spredt over et område, og ikke som tidligere 10 delprøver fra nogle få stationer. Med data fra år 2001 er der nu en tidsserie på 4 år, hvor data konsekvent er indsamlet efter den ny metode. Det er derfor muligt indenfor denne periode at vurdere generelle udviklingstendenser for bundfaunaen i de kystnære områder. Det er ikke umiddelbart muligt at foretage en generel sammenligning af data fra

NOVA-perioden med ældre data. Der er dog i mange af de amtslige rapporter (se *Hvor kan jeg læse mere?*) for en del områder foretaget analyser af data på tværs af metodeskiftet, og hvor der så vidt muligt er blevet taget forbehold for de konkrete ændringer, der er sket i de pågældende områder.

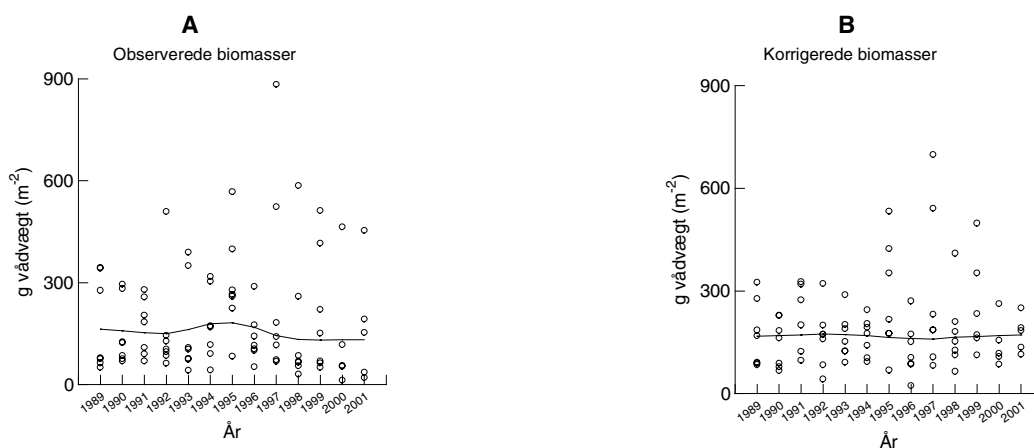
På samme måde som bundfaunaen i de åbne farvande gennemgår faunaen i de kystnære områder populationsvingninger med en flerårig cyklus. Men i modsætning til de mere åbne havområder, hvor svingningerne sker mere eller mindre synkront over et større område (se ovenfor), så er der meget lille grad af kobling mellem de enkelte områder. Hvor en del af bundfaunaens populationsdynamik i de åbne farvande kan forklares med ændringer i fødegrundlaget, som styres af tilførslen af næringsstoffer, så ses der i de kystnære områder eksempler på, at bundfaunaens populationsdynamik påvirkes af dårlige iltforskel. Hovedparten af bundfaunastationerne er præget af tilbagevendende iltsvind. Graden af iltsvind og mønstret over, hvor iltsvindene forekommer, varierer fra år til år alt efter de hydrografiske forhold. På tilsvarende vis er effekterne på bundfaunaen meget lokal, endda indenfor de enkelte områder. I perioden 1998-2001 har der hvert år tegnet sig et broget billede af områder, hvor faunaen har ændret sig i negativ retning, mens der i andre områder er sket en positiv udvikling (Tabel 23.1, Tabel 23.2, Tabel 23.3). Bundfaunaens populationsdynamik viser i mange områder et mønster med reduktion af faunaen efterfulgt af genindvandring de følgende år. I få tilfælde, som fx Mariager Fjord 1997, udslettes faunaen totalt. I takt med reetableringen og tilvæksten af individerne sker der samtidigt en løbende succession i faunaen, således som det er set i flere områder i perioden 1998-2001. Disse periodiske iltsvind medvirker således til at drive denne stadige ændring af faunasammensætningen og forstærker de naturlige svingninger i populationerne.



Figur 23.2 Tidsmæssig udvikling i total biomasse (vådvægt) på de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande (A) før og (B) efter korrektion for klimatiske variationer. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).



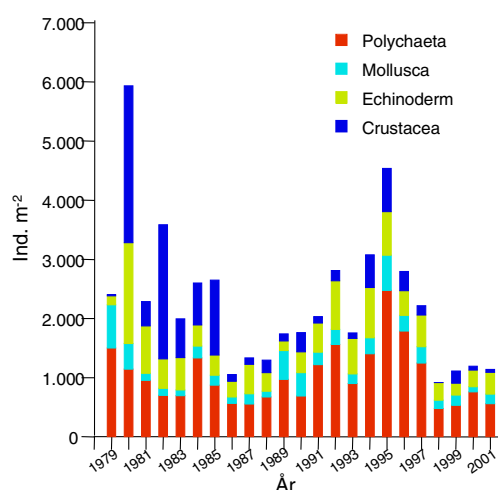
Figur 23.3 Tidsmæssig udvikling i total individtæthed på de 7 stationer i de indre danske farvande, hvorfra data findes fra alle årene i perioden 1989-2000, (A) før og (B) efter korrektion for klimatiske variationer. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).



Figur 23.4 Tidsmæssig udvikling i total biomasse (vådvægt) på de 7 stationer (1416, 409, 413, 1238, 1402, 939 og 31S) i de indre danske farvande, hvorfra data findes fra alle årene i perioden 1989-2000, (A) før og (B) efter korrektion for klimatiske variationer. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).

Ser man på alle områderne under et, så udjævner svingningerne i de enkelte områder hinanden. Det samlede billede af alle de kystnære områder viser således, at der ikke er sket nogen udvikling igennem de sidste 4 år, hverken når det gælder faunaens biomasse, tæthed eller artsrigdom (antal arter). Igennem perioden for NOVA-programmet er der dermed ikke sket nogen udvikling i de kystnære områder. De tendenser, der har været til faldende eutrofi, kan ikke aflæses på bundfaunaen for perioden 1998-2001 isoleret set. Dette er i overensstemmelse med den generelle forventning om, at faunaens tæthed i de kystnære områder i mindre grad er begrænset af føde, end det er tilfældet i åbne områder. I samme periode er der heller ikke nogen tydelige tendenser i iltforholdene.

Det forventes, at en faldende næringsstofftilførsel på sigt vil forårsage en generel forøgelse af biomassen i de områder, hvor iltvind er hyppigst. Det kan i øvrigt bemærkes, at sker der over en årrække en stigning i havtemperaturen, vil dette forværre forholdene for bundfaunaen i de lagdelte kystvande, og en sådan udvikling kan kompenseres ved yderligere reduktioner i næringsstofftilførslen.



Figur 23.5 Tidsmæssig udvikling i den total individtæthed fordelt på taksonomiske hovedgrupper fra de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande. Polychaeta = børsteorme; Mollusca = muslinger og snegle; Echinoderm = pighude, herunder søstjerner og sømus; Crustacea = krebsdyr.

Tabel 23.1 Total individtæthed, antal m⁻², i de enkelte kystnære bundfaunaområder og som total gennemsnit, 1998-2001. Grøn baggrund betyder, at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald.

	1998	Individtæthed		
		1999	2000	2001
Roskilde Bredning	7091	8056	7512	8092
Horsens midt og inderfjord	564	372	564	850
Vejle midt og inderfjord	1097	1428	1055	698
Kolding midt og inderfjord	2067	2314	643	1232
Ringkøbing Fjord	9306	5601	3957	3617
Nissum Fjord	16684	9270	7287	5868
Hevring Bugt	2397	3581	5949	4990
Øresund	1722	1615	3776	1761
Køge Bugt, midt	5733	9535	7029	9591
Odense Fjord	11189	14767	17071	12413
Ringgårdbassin	399	550	507	965
Roskilde Fjord N, Frederiksværk Bredning	1919	1076	3754	1208
Isefjord	1694	1548	769	1736
Kattegat	1862	1588	1733	1202
Lillebælt		1086	1762	748
Karrebæksminde Bugt	2886	1557	3417	2417
Skive Fjord	2904	702	524	3809
Nissum Br.	1493	1337	2938	2099
Løgstør Br.	2824	1010	1224	502
Vadehav N	7349	10680	15696	19499
Århus Bugt	1540	1546	3164	3589
Mariager Fjord	4205	4270	3436	2195
Flensborg Fjord	2802	497	787	835
Vadehav S	34697	60513	45119	34057
Gennemsnit	5410	6021	5820	5166

Tabel 23.2 Total biomasse af bunddyr, g m⁻², i de enkelte kystnære bundfaunaområder og som total gennemsnit, 1998-2001. Grøn baggrund betyder at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald. t angiver, at vægten er målt i tørstof, og v at biomassen er målt som vådvægt.

		1998	Biomasse		
			1999	2000	2001
Roskilde Bredning	t	368	411	291	162
Horsens midt og inderfjord	t		273	161	288
Vejle midt og inderfjord	t		416	279	217
Kolding midt og inderfjord	t		360	138	136
Ringkøbing Fjord	t	132	181	82	134
Nissum Fjord	t	160	12	14	21
Hevring Bugt	t	59	98	211	128
Øresund	v	129	103	83	
Køge Bugt, midt	t	64	93	78	89
Odense Fjord	v	599	173	163	233
Ringgårdbassin	v	33	18	7	24
Roskilde Fjord N, Frederiksværk Bredning	v	582	152	724	404
Isefjord	t	11		9	18
Kattegat	v	27	24	47	34
Lillebælt	t		76	209	407
Karrebæksminde Bugt	v	128	54	45	49
Skive Fjord	v	21	610		151
Nissum Bredning	v	303	339		409
Løgstør Bredning	v	174	375		638
Vadehav N	t	176	126	226	271
Århus Bugt	t	64	207	215	71
Mariager Fjord	t	58	382	450	397
Flensborg Fjord	t	149	63	109	159
Vadehav S	t	503	531	400	272
Nivå Bugt	v		82	480	544
Hornbæk	t			640	509

Tabel 23.3 A) Samlet antal arter, der er fundet i de enkelte kystnære bundfaunaområder og som total gennemsnit, 1998-2001. Grøn baggrund betyder, at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald, og lysegrå at der ikke har været nogen udvikling. B) Diversiteten pr. prøve. Prøvetagningsarealet er enten 123 cm² eller 143 cm². I områderne i Vadehavet er der anvendt et prøvetagningsareal på 490 cm².

A	Antal arter				B	Antal arter				Gennemsnit
	1998	1999	2000	2001		1998	1999	2000	2001	
Roskilde Bredning	29	29	23	30	10,4	9,8	11,3	12,6	11,0	
Horsens midt og inderfjord		24	24	40		3,0	3,8	5,3	4,1	
Vejle midt og inderfjord		52	36	55		5,4	4,0	3,8	4,4	
Kolding midt og inderfjord		57	36	61		10,9	4,5	7,3	7,5	
Ringkøbing Fjord	20	22	22	17	10,4	6,1	5,7	5,4	6,9	
Nissum Fjord	30	29	33	28	6,9	6,1	5,8	5,3	6,0	
Hevring Bugt	76	69	87	91	8,6	13,0	18,0	17,6	14,3	
Øresund	68	51	54	52	10,2	8,0	11,0		9,7	
Køge Bugt, midt	26	30	28	35	10,7	11,8	10,7	12,9	11,5	
Odense Fjord	66	78	57	57	10,6	12,4	12,7	8,3	11,0	
Ringgårdbassin	27	28	25	19	9,6	4,5	3,8	3,7	5,4	
Roskilde Fjord N, Frederiksværk Bredning	33	30	31	37	4,0	5,7	6,4	6,9	5,7	
Isefjord	24	36	19	15	6,6	7,9	3,3	4,0	5,4	
Kattegat	63	51	61	66	6,4	7,8	9,0	8,8	8,0	
Lillebælt	35	50	51	27	9,9	6,0	8,9	4,4	7,3	
Karrebæksminde Bugt	40	28	37	31	7,8	7,1	8,5	8,6	8,0	
Skive Fjord	31	36	24	41	6,9	5,3		10,1	7,4	
Nissum Bredning	33	31	49	34	5,6	4,5		6,5	5,5	
Løgstør Bredning	42	34	32	35	7,5	4,4		5,6	5,8	
Vadehav N	43	43	41	47	20,9	22,1	23,1	24,1	22,6	
Århus Bugt	62	46	54	57	9,4	8,0	12,1	13,8	10,8	
Mariager Fjord	17	14	28	26	2,5	4,4	5,5	4,9	4,3	
Flensborg Fjord	66	30	30	17	8,7	3,2	4,1	3,7	5,0	
Vadehav S	41	36	43	40	16,7	15,2	16,0	16,2	16,0	
Nivå Bugt		62	65	57		12,9	15,9	15,0	14,6	
Hornbæk						21,4	19,3	16,9	19,2	
Gennemsnit		41,524	39,84	39,6	40,6	11,2	10,4	11,4	11,1	

Del 3 Sammenfatning og konklusioner

24 Tilstand, udvikling og målsætningsopfyldelse

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2001, samt udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I. Det overordnede billede og udviklingstendenserne vil kunne være forskellige fra lokale forhold i de enkelte vandområder, der er grundigt beskrevet i amsrappporterne.

År 2001 var igen et varmt år med en middeltemperatur på 8,2°C, 0,5°C over langtidsgennemsnittet. Dermed har 12 ud af de seneste 14 år været varmere end normalt. Især var januar, juli-august og oktober varmere, mens solindstrålingen var over normal i februar-marts og maj-juli. Den samlede nedbørsmængde for 2001 var med 751 mm tæt på normalnedbøren, men med væsentligt højere nedbør end normalt i september måned. Det mest bemærkelsesværdige i 2001 var vindforholdene. Selvom der gennem hele året var hændelser med kraftig vind, så var middel vindhastigheden i alle måneder under eller lig med normalen, undtagen i oktober, og antallet af dage med kuling var i alle måneder væsentligt lavere end normalt. Desuden var 1. kvartal mod sædvane domineret af vinde fra sydøst, mens resten af året mere normalt var domineret af vinde fra vestlige retninger. Markante indstrømninger af vand fra Skagerrak til de indre farvande og Østersøen fandt sted i februar og fra slutningen af oktober til begyndelsen af november.

Ferskvandsafstrømningen var i 2001 tæt på normal, både for året som helhed og i de enkelte måneder, dog med forøget afstrømning i september – oktober. Til trods for dette var N-udledningen fra land ca. 20% lavere end middel for perioden 1989-2000. Den positive udvikling set de seneste par år med mindre N-udledning pr. afstrømningsenhed er dermed fortsat. Derimod følger P-udledningen, som de senere år, stadig afstrømningen, og var dermed lavere end de to foregående år. Korrigeret for afstrømning er der sket et signifikant fald siden 1990 i udledningerne af kvælstof og fosfor på henholdsvis 35% og 60%, for kvælstofs vedkommende 21% pga. mindre udvaskning fra landbrugsjorde, for fosfor pga. udbygning af spildevandsrensningen. N-depositionen fra atmosfæren var i 2001 lidt lavere end i 2000 og på niveau med 1999. Der er tendens til et ikke-signifikant fald i depositionen på ca. 15% siden 1989.

Kattegat modtog i 2001 ca. 21.700 tons uorganisk kvælstof (DIN) fra Skagerrak. Denne import fandt

sted under de to store indstrømningshændelser, der strakte sig fra Skagerrak til Østersøen i hhv. februar og oktober. Af de 21.700 tons der blev tilført Kattegat, blev 4.500 tons ført videre til Bælthavet og Øresund, hvorimod der var en netto udstrømning af DIN fra Østersøen. De to indstrømningshændelser i februar og oktober 2001 var store i forhold til perioden 1999-2001, men medførte ikke tilstrækkelig saltvand til at forny dybt vand i Østersøen. Desuden blev der i 2001 eksporteret 4.000 tons total-fosfor fra Østersøen, som blev akkumuleret i Bælthavet og Øresund.

Et kvælstofbudget for de indre farvande viser, at Danmarks andel af de samlede total-N tilførsler fra de omgivende lande, atmosfæren, Skagerrak og Østersøen i gennemsnit for perioden 1989-96 udgjorde 12%. Indregnes biotilgængeligheden af kvælstoffet i de forskellige kilder og recirkulering via Skagerrak, udgør Danmarks andel 25-32%.

Den ringe vindaktivitet fra syd og sydøst gennem vinteren 2000/01 medførte manglende geniltning af fjordsedimenterne, så deres bufferkapacitet ikke blev genopbygget, og af bundvandet i de dybere dele af de indre farvande. Derved opstod iltsvind i Flensborg Fjord i februar samt i Åbenrå Fjord og nord for Als i marts-april. I forbindelse med vestenvind blev iltforsvarende forholdene i løbet af maj dog nogenlunde normale for årstiden i alle områder. Stille varmt vejr i juli medførte udbredte iltsvind, bl.a. i Limfjorden, og Mariager Fjord var tæt på totalt iltsvind som i 1997. Kortvarig kraftig vind i begyndelsen af august forbedrede forholdene. Sådanne vindhændelser sommeren og efteråret igen var tilstrækkelige til, at iltsvind i lavvandede fjorde og kystfarvande blev relativt kortvarige.

Det fine sommervejr i juli medførte store opblomstringer af blågrønalg i den vestlige Østersø, hvorfra de bredte sig gennem Øresund til det sydøstlige Kattegat og gennem Femer Bælt til Storebælt, hvor de i slutningen af juli generede badelivet ved øst- og sydvendte kyster på Sjælland, Møn og Lolland/Falster. Nedbrydningen i bundvandet af de store mængder blågrønalg gennem august og september var sandsynligvis en væsentlig årsag til udbredt moderat iltsvind i det sydlige Kattegat, Øresund og Storebælt i september. Indstrømningen fra Skagerrak i oktober løftede og skubbede det iltfattige vand ud over store områder i Øresund og Bælthavet, hvor iltsvindet først opførte i slutningen af oktober – begyndelsen af no-

vember. Generelt kan iltforholdene i 2001 karakteriseres som middel for de seneste 15-20 år. Fra 1970'erne til omkring 1990 faldt iltindholdet i bundvandet signifikant i de indre farvande. Det er påvist både for fjorde og åbne indre farvande, at den del af iltsvindet, der ikke er betinget af bundvandets opholdstid og temperatur, er relateret til kvælstoftilførslerne, jo større kvælstoftilførsel jo lavere iltkoncentration.

Kvælstofkoncentrationerne i 2001 var på det laveste niveau registreret under vandmiljøplanens overvågningsprogram og NOVA-2003 og på niveau med de to tørre år, 1996 og 1997, selvom afstrømningen var omkring middel. I perioden 1989-1997 var der en stærk sammenhæng mellem ferskvandsafstrømningen fra land og de marine kvælstofkoncentrationer, men efter 1997 har kvælstofniveauet været markant lavere end forventet ud fra afstrømningen. Korrigeres de målte kvælstofkoncentrationer i vandet for afstrømningen fra land, er der siden 1989 sket et gradvist fald i koncentrationerne af uorganisk kvælstof i åbne havområder, mens koncentrationerne i fjorde og kystnære områder har været konstante indtil 1997, hvorefter de faldt markant. Fosforkoncentrationerne har stabiliseret sig efter markante fald i begyndelsen af 1990'erne, især i fjorde og kystvande. Alle næringsstoffer udviser nu signifikante fald, når der korrigeres for variationer i ferskvandsafstrømningen. Disse tendenser tilskrives først og fremmest reduktioner i tilførslen af næringsstoffer fra land og de to tørre år, 1996 og 1997, som sandsynligvis har reduceret den interne belastning.

Reduktionerne i næringsstofkoncentrationerne har haft betydning for sigtddybden, klorofylkoncentrationen og primærproduktionen i fjordene og de øvrige kystnære havområder. De tre parametre viser samstemmende en tydelig forbedring af tilstanden i fjordene med klarere vand, lavere klorofylkoncentration og lavere primærproduktion. Ændringerne starter efter 1985 og fortsætter i hvert fald frem til omkring 1996-98. De sidste 3 år er den positive udvikling i de observerede værdier stoppet, eller vendt til en svagt negativ tendens. Det kan dog forklares ud fra den klimatiske variation, hvor 1999 havde en høj afstrømning og 2000 og 2001 en meget høj indstråling. I de åbne havområder har effekterne været mindre markante. Der blev fundet større sigtddybder og lavere primærproduktion i 1990'erne end i 1980'erne, men ikke et fald i klorofylkoncentrationerne som i fjordene.

Dyreplanktonet i de undersøgte typeområder Roskilde, Ringkøbing og Skive fjorde, samt Løgstør og Nissum bredninger viste forskellige sæsonmønstre og udviklingstendenser fjordene imellem, og der er ingen generelle udviklingstendenser på landsplan. Generelt betyder mikrozooplankton mere for

stofomsætningen i fjordene end på de åbne havstationer, hvor artsdiversiteten også er større. En ny zooplanktonart er indvandret til de danske farvande. Det drejer sig om den tropiske/subtropiske dafnie *Penilia avirostris*. Den er siden 1999 hvert efterår fundet i den sydlige og østlige Nordsø, og i 2001 nu også i Kattegat og Århus Bugt. *Penilia avirostris* kan hurtigt opbygge store bestande og således potentielt påvirke omsætningen af primærproduktionen i vore farvande. Det er således væsentligt at være opmærksom på forekomsten af denne nye zooplanktonart, som nu allerede er etableret i Kattegat-området.

Kiselalger udgør en væsentlig del af planteplanktonet i de marine områder. Deres kraftige vækst og efterfølgende udsynkning fra overfladevandet om foråret betyder, at næringsstoffer fjernes fra overfladevandet og i en længere periode bindes i det sedimenterede materiale på bunden. Her omsættes de langsomt og tjener som et stabilt fødegrundlag for bunddyrene. Biomassen af kiselalger i fjordene og de kystnære områder har siden 1989 udvist store år til år svingninger uden en overordnet tendens. I de åbne havområder faldt den klimakorrigerede biomasse af kiselalger signifikant fra 1979 til 2001.

Ålegræsbestandene viste i 2001 generelt en tilbagegang i dybdegrænse og dækningsgrad, men der var også områder med fremgang. Værst gik det ud over Århus Bugt, hvor dybdegrænsen blev reduceret med 4 m, muligvis pga. kraftigt iltsvind efteråret før, og i Kerteminde Fjord, hvor ålegræsset helt forsvandt. Siden 1989 er der sket et fald i ålegræssets dybdegrænse i inder- og yderfjorde, mens der ikke er sket ændringer langs åbne kyster. Der er ikke observeret nogen udvikling i dækningsgraden i den inderste del af fjordene. I yderfjorde og på åbne kyster er dækningsgraden faldet på lavt vand, men i yderfjordene steget på store dybder. Det er overraskende, at udviklingen i ålegræssets dybdegrænse ikke følger den forbedrede sigtddybde. De forbedrede lysforhold skaber gode betingelser for en øget dækningsgrad på dybere vand, men hyppige forekomster af iltsvind her kan medvirke til at reducere dybdeudbredelsen. En anden forklaring kan være ålegræssets lange generationstid og de nye planters vanskeligheder med at overleve på dybt vand. Generelt er der på landsplan ikke observeret nogen generel udvikling i makroalgernes artsantal eller dominansforhold i fjordene eller på åbne kyster.

På stenrevne i det åbne Kattegat var algevegetationens samlede dækning i 2001 bedre end gennemsnittet for perioden 1994-2001, og var omtrent på højde med de gode forhold i de tørre år 1996 og 1997 med lave tilførsler af næringssalte. Forholdene var dog ikke signifikant bedre end gennemsnittet. På revet Schultz's Grund i det sydvestlige

Kattegat og på den stenede bund ved Vejro i Samsø Bælt begrænses algevegetationen under springlaget stadig af græsning fra søpindsvin.

Bundfaunaen har i de åbne indre farvande vist svingninger i både individtæthed og biomasse siden begyndelsen af 1980'erne. Det er bemærkelsesværdigt, at svingningerne er synkrone i hele området. De mest markante ændringer var i individtætheden, der var højest i starten af 1980'erne og midt 1990'erne. Igennem 1990'erne er der sket et signifikant fald i individtætheden i det åbne Kattegat, Øresund og Bælthav. Dette stemmer overens med, hvad der kunne forventes ud fra den faldende koncentration af uorganisk kvælstof og kiselalgebiomasse. Den største ændring er en kraftig tilbagegang i individtætheden af krebsdyr. Der er i løbet af perioden også sket markante skift i artssammensætningen. I Øresund, Storebælt og det sydlige Kattegat adskiller artssammensætningen i de sidste 10 år sig markant fra sammensætningen i 1980'erne. I Kattegat øst for Anholt adskiller desuden perioden 1998-2001 sig markant fra tidligere år. I Arkonahavet er der sket en nykolonisation efter faunaen stort set blev udryddet af iltsvind i 1999.

Med NOVA-programmet blev overvågningen af bundfaunaen i fjorde og kystområder ændret. Der er nu data fra 4 år med den nye metode. Bundfaunaen i kystfarvandene udviser store svingninger fra år til år, og i modsætning til de åbne farvande er der ingen kobling mellem udviklingen i de forskellige områder. Hovedparten af bundfaunastationerne er præget af tilbagevendende iltsvind. Forekomsten og graden af iltsvind varierer fra år til år og fra område til område, og effekterne på bundfaunaen er meget lokale. Populationssvingningerne i de enkelte områder kan tolkes som forskellige stadier af succession efter delvis udslættelse og genindvandring. På landsplan udjævner svingningerne i enkeltområderne hinanden, og det samlede billede viser ingen udvikling gennem de sidste 4 år, hverken i biomasse, individtæthed eller artsantal.

Koncentrationerne af tungmetaller i muslinger i 2001 svarede til 'ubetydeligt til moderat forurenede' ifølge Statens Forurensningstilsyns (SFT's) vejledende klassificering. Der er dog forhøjet kviksølv i Lister Dyb og forhøjet cadmium i Køge Bugt nær en spildevandsudledning. De højeste koncentrationer af nikkel og kobber findes i sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, hvilket kan skyldes forskellene i muslingearternes levevis, idet sandmuslinger lever nedgravet i sandet, mens blåmuslinger ligger ovenpå. Generelt er kobberindholdet lige over grænsen for moderat forurening, og i forhold til 2000 er flere områder påvirket af kobber og zink.

Målinger af miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk viser, at de danske fjorde og indre farvande er forurenede med så høje koncentrationer af tributyltin (TBT) og polyaromatiske hydrocarboner (PAH), at der må forventes at forekomme effekter heraf. Generelt er koncentrationerne af polyklorerede biphenyler (PCB) og de øvrige klorerede forbindelser mindre bekymrende, men dog stadig på niveauet, hvor det ikke kan udelukkes, at de kan medføre effekter på miljøet.

Imposex og intersex induceret af tributyltin (TBT) er stadig udbredt i de fire undersøgte arter af havsnegle. Først og fremmest i kystnære områder, hvor TBT niveauet forventeligt er højest, men i de følsomme arter er der også effekter i åbne farvande, selv i den åbne Nordsø.

Det kan konstateres, at i 2001 opfyldte kun et fåtal af de undersøgte kystområder og åbne farvande de fastsatte målsætninger, jf. *Tablet 24.1 og 24.2.*

I de kystvande, hvor kvalitetsmålsætningerne vurderes at være opfyldt, er der som hovedregel tale om lavvandede områder med forholdsvis begrænsede tilførsler fra landbaserede forureningskilder. I disse områder kan geniltningen af bundvandet desuden finde sted relativt hurtigt. I de områder, hvor målsætningerne ikke er opfyldt, skyldes de fleste effekter tilførslerne af næringsstoffer:

- høje næringsstofkoncentrationer og 'unaturlige' N/P-forhold,
- lejlighedsvis masseopblomstringer af planktonalger,
- uønsket vækst af enårige, eutrofieringsbetingede makroalger,
- udskygning af flerårige bundplanter, eller
- forekomst af iltsvind.

I de dele af de åbne farvande, hvor målsætningerne anses for opfyldt, er der i alle tilfælde tale om farvande uden tilførsel af næringsstoffer fra vandløb eller punktkilder. Næringsstoffer tilføres alene fra atmosfæren, via kystvande eller fra tilstødende farvandsområder. I områder, hvor målsætningen ikke er opfyldt, er den hyppigst angivne årsag tilførsel og effekter af næringsstoffer. Desuden er tilførsler og effekter af TBT i mange områder angivet som en årsag til manglende målsætningsopfyldelse.

Opfyldelse af målsætningerne – og herunder væsentlige og varige forbedringer i miljø- og naturforholdene – forudsætter, at tilførslerne af næringsstoffer, især kvælstof men også fosfor fra diffuse kilder, samt i visse farvandsområder TBT og miljøfarlige stoffer, skal reduceres yderligere.

Tabel 24.1 Opfyldelse af kvalitetsmålsætninger og vurderingskriterier i type- og repræsentative områder samt udvalgte intensive havstationer i kystvande i 2001 og i de øvrige 'NOVA-år'. Vurderingskriterierne er: NS – næringsstofkoncentrationer, AO – masseopblomstring af alger, BF – bundfauna, UB – udbredelse af bundplanter, EM – enårige makroalger, IS – iltvind, MT – metaller, TBT – tributyltin eller impo-/intersex og MFS – miljøfarlige stoffer ud over TBT. Baseret på Miljøstyrelsen 1999 og 2000, Henriksen et al. 2001 samt amternes rapportering om miljøtilstanden i 2001.

Farvandsområde(r)	1998	1999	2000	2001	Vurderingskriterier mv. i 2001
1. Nordsøen og 2. Skagerrak					
Nordsøen, kystnære dele (syd)	÷	÷	÷	+	NS, AO, (affald fra skibe og olie)
Ringkøbing Fjord	÷	÷	÷	÷	NS, UB, EM, lav saltholdighed
Nissum Fjord	÷	÷	÷	÷	NS, AO, UB, lav saltholdighed
Vadehavet	÷	÷	÷	÷	NS, AO, EM, UB, TBT, MFS
Skagerrak, kystnære dele	+ / ÷	+ / ÷	+ / ÷	+ / +	NS, (olie)
3. Kattegat					
Isefjord	÷	÷	÷	÷	NS, EM, IS, BF
Limfjorden	÷	÷	÷	+	NS, AO, UB, IS, BF, TBT
Mariager Fjord	÷	÷	÷	÷	NS, AO, EM, UB, IS, BF
Randers Fjord	÷	÷	÷	+	NS, UB, BF, TBT
Roskilde Fjord	÷	÷	÷	÷	NS, AO, UB, BF, MET, TBT, MFS
Sydlig Kattegat, kystnære dele	÷	÷	÷	+	NS, AO, IS,
Vestlig Kattegat, kystnære dele	÷	÷	÷	÷	NS, EM, UB, IS, BF
4. Nordlige Bælthav					
Horsens Fjord	÷	÷	÷	+	AO, UB, IS, BF, TBT
Odense Fjord	÷	÷	÷	+	NS, AO, EM, UB, IS, MFS, TBT
Sejorø Bugt	÷	÷	÷	+	EM, IS, BF
Århus Bugt/Kalø Vig	÷	÷	÷	÷	NS, AO, UB, IS, BF, TBT, MFS
5. Lillebælt					
Augustenborg Fjord	÷	÷	÷	+	UB, EM
Flensborg Fjord	÷	÷	÷	÷	IS, UB
Kolding Fjord	÷	÷	÷	+	AO, UB, BF
Vejle Fjord	÷	÷	÷	÷	AO, UB, IS, BF
Åbenrå Fjord	÷	÷	÷	+	UB, IS
6. Storebælt					
Kertinge Nor	÷	÷	÷	+	NS, EM, BF
Kalundborg Fjord	÷	÷	÷	+	EM, IS, BF
Korsør Nor	÷	÷	÷	+	EM, IS, BF
Sydjyske Øhav	÷	÷	÷	÷	NS, EM, IS, BF
Smålandsfarvandet	ikke undersøgt				+
Karrebæk Fjord	+ / ÷	+ / ÷	+ / ÷	+ / +	UB, EM, IS, NS
Karrebæksminde Bugt mv.	+	+	+	+	EM, fiskeopgang, NS, UB, IS
Dybsø Fjord	+	+	+	+	EM, UB, BF, IS
					NS, IS, UB, EM
7. Øresund					
Nordlige Øresund	÷	÷	÷	+	UB, EM, IS, MET, TBT, MFS
Køge Bugt	÷	÷	÷	+	UB, EM, BF
8. Sydlige Bælthav og 9. Østersøen					
Bornholm, kystnære farvande	÷	÷	÷	+	NS, EM
Hjelm Bugt	÷	÷	÷	÷	NS, IS, UB, EM, AO
Præstø Fjord	÷	÷	÷	+	NS, EM, UB, IS

Tabel 24.2 Målsætningsopfyldelse og vurderingskriterier på udvalgte stationer i de åbne farvande i 2001 og i de øvrige 'NOVA-år'. Vurderingskriterierne fremgår af Tabel 24.1. Baseret på Miljøstyrelsen 1999 og 2000, Henriksen et al. 2001 samt amternes og egne data for 2001.

Farvandsområde(r)	1998	1999	2000	2001	Vurderingskriterier mv. i 2001
1. Nordsøen og 2. Skagerrak					
Nordsøen, åbne dele	+	+	+	+	NS, TBT
Skagerrak, åbne dele	+	+	+	+	NS, TBT
3. Kattegat					
Nordlig Kattegat, åbne dele	+ / ÷	+ / ÷	+ / ÷	+ / +	NS, UB, TBT
Centrale Kattegat, åbne dele	+ / ÷	+ / ÷	+ / ÷	+ / +	NS, UB, TBT
4. Nordlige Bælthav					
Nordlig Bælthav, åbne dele	÷	÷	÷	÷	NS, IS
5. Lillebælt					
Lillebælt, nordlige åbne dele	÷	÷	÷	÷	AO, UB, IS, BF
Lillebælt, sydlige åbne dele	÷	÷	÷	÷	IS, UB, BF, TBT, MFS
6. Storebælt					
Storebælt, åbne dele	÷	÷	÷	÷	NS, IS, TBT
7. Øresund					
Nordlig Øresund	÷	÷	÷	+	UB, EM, IS, MET, TBT, MFS
Køge Bugt	÷	÷	÷	+	UB, EM, BF
8. Sydlige Bælthav og 9. Østersøen					
Sydlig Bælthav, åbne dele	÷	÷	÷	+	NS, IS
Arkona Bassinet	÷	÷	÷	÷	NS, AO, IS
Østersøen, øst for Bornholm	(÷)	(÷)	(÷)	(+)	NS, AO, IS

25 Konklusion

Kvalitetsmålsætningerne er kun opfyldt i ganske få fjorde og kystvande og åbne danske farvande. Årsagerne angives især at være effekter af tilførslerne af næringsstoffer, forekomst af iltsvind og effekter af TBT. Opfyldelse af målsætningerne – og herunder væsentlige og varige forbedringer i miljø- og naturforholdene - forudsætter, at tilførslerne af næringsstoffer, især kvælstof men også fosfor fra diffuse kilder, samt i visse farvandsområder TBT og miljøfarlige stoffer, skal reduceres yderligere.

Når der så vidt muligt korrigeres for naturlige variationer i nedbør, vandafstrømning og andre klimatiske forhold, kan status og udvikling i havmiljøet anno 2001 på landsplan (afvigelser forekommer lokalt) kort sammenfattes således:

Næringsstoffiltførsler

- Afstrømningen fra åbent land (diffuse kilder) inklusiv spredt bebyggelse udgjorde i 2001 90% af den totale kvælstoftilførsel og 65% af den totale fosfortilførsel til fjorde og kystvande.
- Kvælstof- og fosforudledningerne til fjorde og kystvande er siden 1990 reduceret med hhv. 35% og 60%, for kvælstofs vedkommende 21% pga. mindre udvaskning fra landbrugsjorde, for fosfor pga. udbygning af spildevandsrensningen.
- Kvælstofdepositionen fra atmosfæren på de danske farvande synes reduceret omkring 15% siden 1989 pga. tiltag i vesteuropæiske lande og den økonomiske afmatning i Østeuropa.
- Et kvælstofbudget for de indre farvande viser, at Danmarks andel af de samlede total-N tilførsler fra de omgivende lande, atmosfæren, Skagerrak og Østersøen i gennemsnit for perioden 1989-96 udgjorde 12%. Indregnes biotilgængeligheden af kvælstoffet i de forskellige kilder og recirkulering via Skagerrak, udgør Danmarks andel 25-32%.

Næringsstofkoncentrationer

- Kvælstofkoncentrationerne i fjorde og kystvande er faldet statistisk signifikant efter 1997, og har i de åbne indre farvande været signifikant faldende siden 1989.
- Fosforkoncentrationerne har stabiliseret sig efter statistisk signifikante fald i begyndelsen af 1990'erne, især i fjorde og kystfarvande.

Effekter af næringsstoffer

- I fjorde og kystvande er vandets klarhed steget, og mængden og produktionen af planteplankton er faldet signifikant frem til midten af 1990'erne. I de åbne indre farvande er ændringerne mindre udpræget, men vandets klarhed

er større, og mængden af kiselalger og planteplanktonets produktion er lavere i 1990'erne end i 1980'erne.

- Ålegræssets dækningsgrad er øget på større dybder i yderfjordene, men i modsætning til det forventede er dækningsgraden reduceret på lavere vand i yderfjordene og på åbne kyster, og dybdeudbredelsen er faldet signifikant i fjordene, muligvis pga. iltsvind.
- Mængden af eutrofieringsbetingede makroalger i fjorde og kystfarvande er generelt reduceret på lavere vand, svarende til mindre tilgængelighed af næringsstoffer.
- Dækningsgraden af makroalger på stenrev i Kattegat er stor i år med lav næringsstofudledning som 1996, 1997 og 2001, men viser ingen generel udvikling fra 1994 og frem.
- Mængden af bunddyr i de åbne indre farvande er faldet gennem 1990'erne, svarende til reduktionen i mængden af kiselalger og planteplanktonets produktion.
- Bunddyrsamfundene i fjorde og kystvande udviser store svingninger fra år til år, som synes at være betinget af tilbagevendende iltsvind, så dyrsamfundene ikke opnår stabilitet.
- Fra 1970'erne til omkring 1990 faldt iltindholdet i bundvandet signifikant i de indre farvande. Det er påvist både for fjorde og åbne indre farvande, at den del af iltsvindet, der ikke er betinget af bundvandets opholdstid og temperatur, er relateret til kvælstoftilførslerne, jo større kvælstoftilførsel jo lavere iltkoncentration.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

- Koncentrationerne af tungmetaller i muslinger i danske farvande svarer generelt til 'ubetydeligt til moderat forurenede' ifølge det norske vejledende klassifikationssystem, dog med enkelte undtagelser med højere værdier.
- Målinger af miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk viser, at de danske fjorde og indre farvande er forurenede med så høje koncentrationer af tributyltin (TBT) og polyaromatiske hydrokarboner (PAH), at der må forventes at forekomme økologiske effekter heraf.
- Hormonforstyrrelser (imposex og intersex hos havsnegle) induceret af tributyltin (TBT) er udbredt, først og fremmest i kystnære områder, hvor TBT-niveauet forventeligt er højest, men i følsomme arter er der også effekter i de åbne farvande, selv i den åbne Nordsø.
- Generelt er koncentrationerne af polyklorerede bifenyler (PCB) og de øvrige klorerede forbindelser mindre bekymrende, men dog stadig på niveauer, hvor det ikke kan udelukkes, at de kan medføre effekter på miljøet.

[tom side]

26 Ciliaten *Myrionecta rubra* i danske farvande

En meget almindelig og karakteristisk komponent i fødenettet i de danske farvande er den mixotrofe ciliat *Myrionecta rubra*. Forekomsten af *M. rubra* blev analyseret for sammenhænge med næringsstofkoncentrationer og biomasse af rekylalger samt mesozooplankton, der formodes at være de regulerende faktorer for sæson- og år til år variationer i biomassen. På baggrund af mønstre i sæson- og år til år variationen blev de undersøgte stationer inddelt i syv grupper. I disse grupper var der på havstationerne en generel sammenhæng mellem stationer med høj biomasse af rekylalger og stationer med høj biomasse af *Myrionecta*. Der var desuden en sæsonmæssig signifikant sammenhæng mellem biomassen af mesozooplankton og biomassen af *Myrionecta*, der, sammen med generelt mindre celledimensioner i perioder med høj zooplanktonbiomasse, indikerer at zooplankton regulerer biomassen af *Myrionecta* på de dybe havstationer. De lavvandede havstationer og fjordene var præget af mere individuelle sæson- og år til år variationer i forekomsten af *Myrionecta*, og det lykkedes ikke at finde generelle sammenhænge mellem *Myrionecta* og de formodede regulerende parametre.

Introduktion

Pelagiske ciliater udgør et vigtigt led i det marine fødenet som græssere på nanoplankton og som føde for det større zooplankton. Specielt når primærproduktionen er domineret af pico- og nanoplankton er tilstedeværelsen af ciliaterne central for kanaliseringen af energi fra primærproducenterne til græsserfødekedden, da fx vandløpperne ikke direkte kan udnytte disse små primærproducenter (Hansen et al. 1994). Sammen med de heterotrofe dinoflagellater kan ciliaterne således i perioder være de vigtigste græssere på primærproduktionen (Levinsen & Nielsen 2002).

Ciliaten *Myrionecta rubra* udgør et karakteristisk element i de fleste planktonsamfund. Den optræder i litteraturen under flere synonymer. Ældre navne er *Halteria rubra* Lohmann og *Cyclotrichium meunieri* Powers, mens den formentlig er bedst kendt som *Mesodinium rubrum* Hamburger & Buddenbrock. En nyere revision af ciliater (Krainer & Foissner 1990) henfører dog arten til slægten *Myrionecta* som *Myrionecta rubra* (Lohmann) Jankowski. *Myrionecta rubra* afviger væsentligt fra de øvrige ciliater ved også at være autotrof, dvs. funktionelt at tilhøre fytoplankton. *M. rubra* indeholder reducerede rekylalge endo-symbionter som varetager deres fotosyntese (Gustafson et al. 2000). Nyere undersøgelser har vist at *M. rubra* tilsyneladende er afhængig af tilstedeværelsen af rekylalger for at vedligeholde sine kloroplaster, dvs. at det ikke er en permanent symbiose mellem ciliaten og algen (Gustafson et al. 2000). Udenlandske undersøgelser har vist, at *Myrionecta* kan bidrage væsentligt til primærproduktionen i havet (Lindholm 1985), og nogle af de højeste primærproduktioner er målt under opblomstringer af *Myrionecta* i upwelling-

området ud for Perus kyst (Smith & Barber 1979).

Myrionecta rubra varierer i størrelse fra ca. 15 til 70 μm (Lindholm 1985). Med baggrund i den store variation i størrelse beskrives arten ofte som et artskompleks (Lindholm 1985). Adskillelse af former alene ud fra størrelsen er dog vanskelig, da der hyppigt findes glidende overgange i individernes størrelse både indenfor enkelte opblomstringer (Lindholm & Mörk 1990) og indenfor en årscyklus i enkelte områder (Montagnes & Lynn 1989).

Fra danske farvande er masseopblomstringer af *Myrionecta* første gang beskrevet i 1968 i Vellerup Vig ved Isefjorden (Fenchel 1968). Siden da er rødfarvning af vandet "red tides" forårsaget af *M. rubra* observeret gentagne gange. Disse masseopblomstringer er tilsyneladende ikke giftige, men nedbrydningen af opblomstringerne kan bidrage til at øge iltforbruget i bundvandet.

Myrionecta rubra har en adfærd som giver den en række konkurrencemæssige fordele sammenlignet med det "almindelige" fytoplankton og som øger dens muligheder for at danne masseforekomster. *M. rubra* er stærkt fototaktisk (søger mod lyset), den svømmer med meget høj hastighed (2-7 m t^{-1} , Lindholm 1985) og har en kraftig flugtrespons (Jonsson & Tiselius 1990). Disse adfærdsmæssige egenskaber styrker uden tvivl *Myrionectas* kapacitet til at danne masseopblomstringer.

Hvad styrer forekomsten af *Myrionecta*?

Da *M. rubra* funktionelt er autotrof må man umiddelbart forvente at den overordnede sæsonvariation følger det øvrige fytoplankton. Det vil sige at forekomsten og biomassen styres af lys, lagdeling, de tilgængelige næringsalte og prædation. *M.*

rubras muligheder for at vandre vertikalt giver den dog en konkurrencemæssig fordel i lagdelte havområder, hvor primærproduktionen i overfladelaget typisk er begrænset af næringssalte i sommerperioden ("bottom up" reguleret). Her må det antages at *M. rubra* vil være i stand til at justere deres position i forhold til springlaget således at de kan udnytte næringssaltene på undersiden og lyset på oversiden. Da *M. rubra* tilsyneladende er afhængig af tilstedeværelse af rekylalger for at opretholde deres fotosyntese (Gustafsson et al. 2000), kan man forvente en sammenhæng mellem forekomsten af *M. rubra* og successionen af rekylalger.

M. rubra ligger størrelsesmæssigt inden for de fleste mesozooplanktonorganismers fødespektrum (Hansen et al. 1994) og derfor udgør den et muligt bytte for det større zooplankton ("top down" regulering). Men laboratorieforsøg har vist, at *Myrionecta* i større grad end andre ciliater er i stand til at undgå at blive ædt af fx vandløpper (Jonsson & Tiselius 1990). Det vil sige, at den bedre kan undvige predation end det øvrige encellede plankton. En anden væsentlig predator på plankton i lavvandede fjord systemer er bentiske filtratorer (Riemann et al. 1990, Møhlenberg 1995), men det vides ikke, om *M. rubras* svømmeegenskaber gør den i stand til at undgå at blive ædt af muslinger.

Da *Myrionecta rubra* er en meget almindelig og let identificerbar planktonorganisme, har vi valgt denne som test organisme i en analyse af de karakteristiske udbredelsesmønstre, som observeres i vore farvande. Formålet med dette temaafsnit er at beskrive forekomsten og betydningen af *Myrionecta* i vore farvande samt med udgangspunkt i årssuccessioner registreret i overvågningsprogrammerne at diskutere, hvorledes populationerne reguleres. Herunder vil forekomsten af *M. rubra* blive analyseret i forhold til de væsentligste bottom up og top down reguleringsmekanismer for at forklare, hvilke parametre som er afgørende for den observerede sæsonmæssige variation i vore farvande.

Materialer og metoder

Data om fysisk-kemiske parametre og forekomster af *Myrionecta* samt mesozooplankton stammer fra den nationale marine database (MADS) og er indsamlet som led i nationale og regionale overvågningsprogrammer, hovedsageligt Vandmiljøplanens overvågningsprogram og det efterfølgende NOVA-2003 program. På nogle stationer med lange tidsserier af data var der i perioden 1979-1989 adskillige år uden registreringer af *Myrionecta*. Det kunne skyldes fravær af denne art. Det er dog mere sandsynligt, at den oprindeligt ikke blev opgjort som selvstændig art, men derimod inkluderet i puljen af ubestemte organismer. Derfor blev årene

før 1990 udeladt af analyserne. Datamaterialet blev endvidere begrænset til stationer, hvor der både var indsamlet *Myrionecta* og mesozooplankton. To stationer fra Vesterhavet uden zooplanktonopgørelser blev inkluderet for at vurdere *Myrionectas* forekomst i forhold til salinitet.

Forekomsterne af *Myrionecta* og zooplankton er kvantificeret som led i bestemmelsen og optællingen af plankton som beskrevet i de Tekniske Anvisninger (Kaas & Markager 1998).

De observerede biomasser af *M. rubra*, rekylalger og mesozooplankton samt vinternæringssalte (januar-februar) er analyseret vha. en deskriptiv statistisk model, som beskriver variationen mellem stationer, mellem år og sæsonvariationen udtrykt ved månedlige værdier. Modellen svarer principielt til den tresidede variansanalyse beskrevet i Bilag 1. Dog er der inkluderet yderligere to interaktionsled ($station_i * år_j$ og $station_i * måned_k$), der beskriver forskelle i henholdsvis år til år og sæsonvariationen mellem stationer.

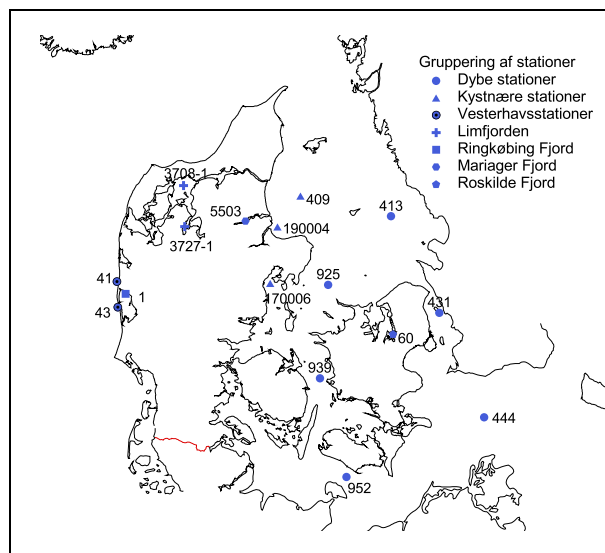
Både biomasser og bidraget fra *M. rubra* og rekylalger til den totale fytoplanktonbiomasse er behandlet vha. den statistiske model efter henholdsvis logaritmisk og probit transformation. Zooplankton biomasse og næringssalte (DIN og DIP) er logaritmisk transformeret før den statistiske analyse. Transformation af data medfører, at der bliver lagt mere vægt på små værdier og mindre vægt på større værdier, hvilket bygger på antagelsen, at usikkerheden i data er skala-afhængig. Det antages at sæsonvariationen ikke ændrer sig fra år til år, idet interaktionen mellem år og måneder ikke kan bestemmes på grund af for få data. For *M. rubra* er data fra stationer samlet i grupper, hvor interaktionsledene ikke var signifikante, dvs. år til år og sæsonvariationen kunne antages at være ens for de pågældende stationer. For Ringkøbing Fjord og Mariager Fjord blev perioderne før og efter henholdsvis ændring af slusepraksis i 1995 og det voldsomme iltsvind i 1997 analyseret separat, idet det blev undersøgt om sæsonvariationen ændrede sig som følge af de meget markante miljøændringer.

Prøvetagningsprogrammet har varieret i den undersøgte periode, hvilket medfører at de marginale fordelinger for stationer, år og måneder ikke kan bestemmes ved simple gennemsnit, men skal estimeres ud fra den statistiske model. Middelværdier og deres 95% konfidensgrænser for stationer, år og måneder er blevet bestemt og transformeret tilbage ved exponential og den inverse probit funktion. Variationer i middelværdierne for biomassen og andelen af *M. rubra* på stationer og år er sammenholdt med en række forklarende faktorer (andel og biomasse af rekylalger, biomasse af mesozoo-

plankton, næringsstofkoncentrationer i vinterperioden, sommer klorofylkoncentration og salinitet) ved regressionsanalyser. Mesozooplankton er her defineret som summen af vandlopper, dafnier og larveplankton.

Resultater

Myrionecta er et karakteristisk element i planktonet i vore farvande. Den er stort set til stede i alle analyserede prøver, men dens absolutte og relative bidrag til plankton samfundet varierer meget fra lokalitet til lokalitet (Tabel 26.1). Den statistiske analyse af tidsmæssige og rumlige variationer i absolutte og relative biomasser af *Myrionecta* viste, at de 16 stationer kunne deles op i 7 grupperinger (Tabel 26.1, Figur 26.1). Der var forskelle i niveauerne for absolutte og relative biomasser mellem stationer indenfor den samme gruppering, selvom de tidsmæssige variationer var ens.



Figur 26.1 De 16 undersøgte stationer grupperet efter sammenfaldende tidsmæssig variation i forekomsten af *Myrionecta*.

Tabel 26.1 Karakteristika for stationer fordelt på 7 grupper med forskellige tidsmæssige variationer. For fjordstationer er saliniteten udregnet som middel over hele vandsøjlen, og for de andre stationer er saliniteten udregnet som middel over de øverste 10 m. Lagdeling er udregnet som den andel af prøvetagninger over hele året, hvor densitetsforskellen mellem top og bund er større end $0,5 \text{ kg m}^{-3}$.

Stations-gruppering	Station	Dybde m	Salinitet psu	Lag- deling %	<i>Myrionecta rubra</i>		Rekylalger		Meso- zooplankton- biomasse $\mu\text{g C l}^{-1}$	Vinternærings- salte	
					Bio- masse $\mu\text{g C l}^{-1}$	Andel %	Bio- masse $\mu\text{g C l}^{-1}$	An- del %		DIN $\mu\text{g l}^{-1}$	DIP $\mu\text{g l}^{-1}$
Dybe havstationer	413	55	20,77	99,4	0,17	0,6	0,74	2,3	9,47	75,9	15,51
	431	51	14,03	99,5	0,69	4,7	1,46	10,3	8,89	106,6	19,10
	444	45	7,97	98,2	1,05	5,0	1,77	7,0	23,62	64,6	16,92
	925	43	19,63	99,2	0,22	0,7	1,08	3,0	12,50	89,8	18,90
	939	38	17,36	97,8	0,55	1,6	1,40	3,8	15,12	122,2	23,29
952	27	13,77	97,1	0,67	2,0	1,55	3,7	17,96	110,2	22,63	
Lavvandede havstationer	170006	16,4	22,48	87,7	0,79	1,9	0,61	1,4	7,49	162,9	22,52
	190004	9,1	25,32	79,9	0,24	0,5	1,21	2,0	197,3	16,10	16,10
	409	14	23,98	84,7	0,20	0,6	0,58	1,8	11,85	110,8	20,40
Limfjorden	3708-1	7,3	27,10	26,9	1,25	6,0	0,84	3,1	10,46	563,5	24,24
	3727-1	5	24,56	70,5	3,59	7,6	1,11	1,9	11,09	830,2	26,16
Mariager Fjord	5503 (før)	29	16,10	99,6	15,91	33,0	1,58	1,9	0,09	1488,8	86,91
	5503 (efter)	29	15,65	100,00	0,63	1,3	0,80	2,4	0,13	1686,4	88,51
Ringkøbing Fjord	1 (før)	3,2	8,35	26,4	0,09	0,03	3,19	0,6	73,28	156,8	4,70
	1 (efter)	3,2	9,36	24,5	0,09	0,3	1,72	7,9	16,18	459,4	5,52
Roskilde Fjord	60	4,8	13,48	17,2	0,42	2,7	2,68	16,2	1,01	1015,9	207,48
Vesterhavet	41	12	31,87	36,7	0,15	0,3	0,61	1,9		422,4	27,35
	43	10	31,54	36,1	0,20	0,4	0,70	2,0		387,0	25,05

Tabel 26.2 P-værdier for grupperinger af stationer (F-test baseret på type III SAK-værdier, se SAS/STAT (1999)). De 3 kystnære stationer er samlet i en gruppe selvom år til år variationen er forskellig, idet station 409 og 170006 viste stigende biomasser og andele af *Myrionecta* over årene, hvorimod station 190004 viste faldende tendenser.

Gruppe	<i>Myrionecta</i> biomasse					<i>Myrionecta</i> s bidrag til den autotrofe biomasse				
	S_i	\hat{A}_j	M_k	$S_i^* \hat{A}_j$	$S_i^* M_k$	S_i	\hat{A}_j	M_k	$S_i^* \hat{A}_j$	$S_i^* M_k$
Dybe havstationer	<.0001	0,0045	<.0001	0,9173	0,0883	<.0001	0,0006	<.0001	0,9684	0,1369
Kystnære stationer	<.0001	0,1699	<.0001	<.0001	0,1837	<.0001	0,1869	<.0001	<.0001	0,5436
Vesterhavs stationer	0,2327	<.0001	<.0001	0,9945	0,9992	0,4272	0,0002	0,0021	0,9425	0,9975
Limfjorden	<.0001	<.0001	<.0001	0,5019	0,2356	0,0695	<.0001	<.0001	0,3299	0,4479
Roskilde Fjord	-	0,0001	<.0001	-	-	-	0,0078	<.0001	-	-
Mariager Fjord ¹⁾	<.0001	0,0046	<.0001	-	0,3599	<.0001	0,0004	<.0001	-	<.0001
Ringkøbing Fjord ¹⁾	0,8650	0,0006	<.0001	-	0,1351	<.0001	0,0003	0,0036	-	0,3525

¹⁾ For Mariager og Ringkøbing Fjord angiver S_i om der er forskel i niveau og $S_i^* M_k$ om der er forskel i sæsonvariationen før og efter henholdsvis iltsvindt i 1997 og ændring af slusepraksis.

Gruppering af områderne

De dybe havstationer var karakteriseret ved næsten permanent lagdeling, relativt høje zooplanktonbiomasser og lave koncentrationer af næringsalte i vinterperioden. De lavvandede stationer havde ligeledes overvejende lagdeling, middelhøje biomasser af zooplankton og lave næringsaltkoncentrationer i vinterperioden. Fjordene havde delvis lagdeling med undtagelse af Mariager Fjord, hvor der er permanent lagdeling på station 5503. Mesozooplanktonbiomassen var meget lav i både Mariager Fjord og Roskilde Fjord, hvorimod Ringkøbing Fjord havde meget høje koncentrationer før ændring af slusepraksis i 1995, hvorefter koncentrationerne var på niveau med havstationerne og Limfjorden. Endelig var koncentrationen af næringsalte om vinteren meget højere i fjordene end i de åbne farvande, specielt i Mariager Fjord og Roskilde Fjord.

Biomassen af *Myrionecta* var meget høj i Mariager Fjord inden iltsvindet i 1997, hvorefter der blev observeret koncentrationer på niveau med de andre stationer. Udover Mariager Fjord adskiller Limfjorden sig ved *Myrionectas* højere absolutte og relative bidrag til fytoplanktonbiomassen. Derimod er både Ringkøbing Fjord og Vesterhavet karakteriseret ved lille forekomst af *Myrionecta*.

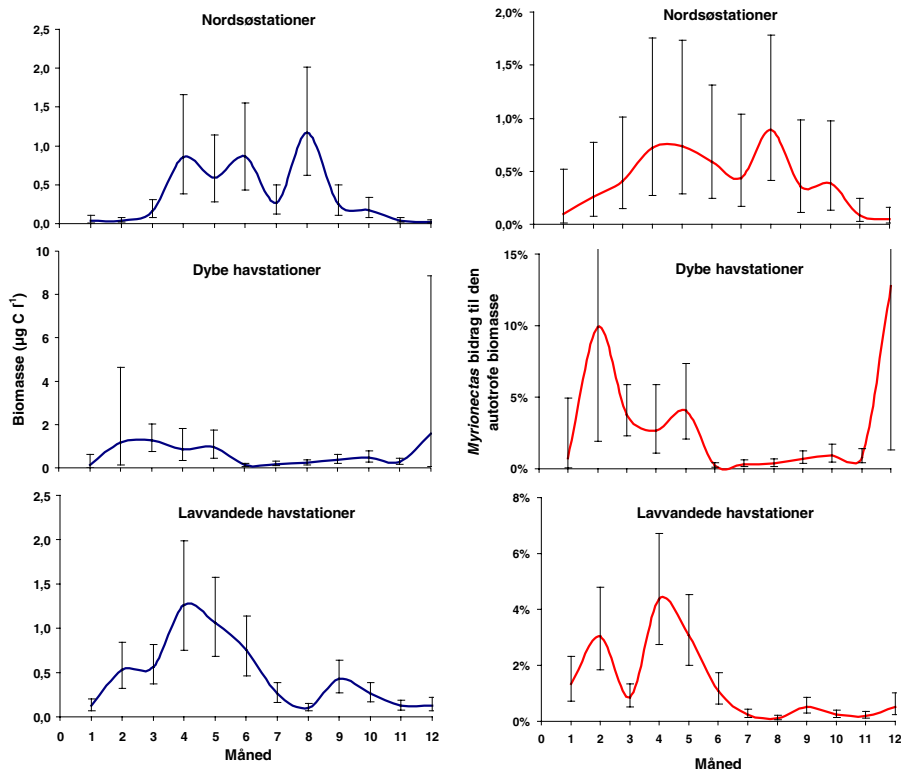
Sæsonvariationer i forekomsten af *Myrionecta*

Åbne farvande

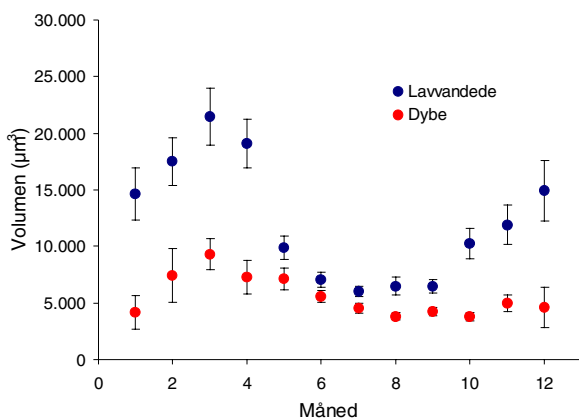
I de åbne farvande ses tre forskellige udbredelsesmønstre. 1) I Vesterhavet har *M. rubra* en en-toppet sæsonudbredelse med en relativt stabil biomasse fra april indtil august, hvorefter populationen klinger af i løbet af efteråret (Figur 26.2). 2) På de dybe havstationer observeres de højeste biomasser typisk i forbindelse med forårsopblomstringen (februar til maj), hvorefter biomasserne falder til et stabilt lavt niveau i sommer- og efterårsmånederne (Figur 26.2). 3) På de lavvandede havstationer er biomassen højest lige efter forårsopblomstringen, lav om sommeren og med en mindre top i forbindelse med opblandingen om efteråret og aftagende igen i vintermånederne (Figur 26.2).

Biomassen af *Myrionecta* i de åbne farvande er typisk $1-2 \mu\text{g C l}^{-1}$ og andrager for de indre farvande 5-10% af den totale fytoplankton biomasse i perioden med de største forekomster.

På havstationerne varierede gennemsnitsstørrelsen af *M. rubra* i løbet af året med de største voluminer i vinter-forårsperioden (maksimum i marts) og mindre cellestørrelse i sommermånederne (Figur 26.3). I de enkelte måneder var gennemsnitsstørrelsen altid større (1,3-3,5 gange) på de lavvandede stationer end på de dybe.



Figur 26.2 Biomasser af *Myrionecta*, absolutte og relative i forhold til den totale autotrofe biomasse, på havstationer. For dybe havstationer indgår kun to observationer i december måned, hvilket resulterer i en stor usikkerhed.



Figur 26.3 Gennemsnitlige cellestørrelser af *Myrionecta* på hhv. dybe og lavvandede havstationer.

Fjorde

Successionsforløbet og biomasserne i fjordene afviger generelt fra de åbne farvande ved, at både det absolutte og det relativt bidrag fra *Myrionecta* er langt højere i fjordene (Figur 26.4). *Myrionectas* biomasse i Limfjorden har et enkelt maksimum i forsommeren, hvor *M. rubra* bidrager med 30 til 40% af den samlede fytoplanktonbiomasse.

I Mariager Fjord findes de højeste biomasser af *Myrionecta* om foråret. Et meget kraftigt iltsvind i august 1997 påvirkede hele fjorden og udryddede bl.a. den daværende muslingebestand. Mens sæsonvariationen i forekomsten af *M. rubra* ikke blev ændret som følge af iltsvindet, blev den absolutte biomasse reduceret til under 10% af biomassen inden iltsvindet. Tilsvarende faldt den relative biomasse af *Myrionecta* markant. Bidraget fra *Myrionecta* til den samlede biomasse er, og var også inden 1997, højest i vinterperioden. Her udgjorde *Myrionecta* 50-95% af den autotrofe biomasse inden og kun 1-3% efter iltsvindet.

I Roskilde fjord har *Myrionecta* et to-toppet forløb med den højeste biomasse midt på sommeren og en mindre top om efteråret.

Ringkøbing Fjord er som Mariager Fjord et område, der indenfor overvågningsperioden har gennemgået markante forandringer. I Ringkøbing Fjord medførte den ændrede slusepraksis i 1995 højere salinitet samt indvandring af sandmuslinger. Fjorden har både før og efter 1995 været karakteriseret ved meget lave biomasser af *Myrionecta*. De højeste biomasser forekom i oktober-december med en mindre top i maj-juni og kun i oktober oversteg biomassen $0,4 \mu\text{g C l}^{-1}$. Den relative biomasse af *Myrionecta* følger den absolutte med maksimum i oktober-december, hvor den har udgjort 0,3-0,4% af den samlede autotrofe biomasse (Figur 26.4). Små former af *Myrionecta* ($< 25 \mu\text{m}$) er de dominerende i Ringkøbing Fjord.

År til år variationer i forekomsten af *Myrionecta* Åbne farvande

De åbne farvande viste forskellige tendenser for udviklingen over perioden 1990-2001. 1) På de to vesterhavsstationer, hvor der er opgjort fytoplankton frem til 1997, steg biomassen af *Myrionecta* næsten kontinuert fra $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ i starten af perioden til $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ i 1995, hvorefter niveauet i de to tørre år, 1996 og 1997, var $0,2 \mu\text{g l}^{-1}$. *Myrionecta rubras* andel af fytoplanktonbiomassen viste samme udvikling og udgjorde mellem 0,2 og 1%. 2) På de dybe havstationer var der en tendens til stigende biomasser i perioden 1992-2001 svarende til mere end en fordobling af både biomassen og andelen af *Myrionecta*. 3) De lavvandede stationer viste derimod ingen systematiske tendenser. Årsmidlerne for biomasse og andel lå omkring henholdsvis $0,2-0,6 \mu\text{g l}^{-1}$ og 0,5-1%.

Fjorde

I Limfjorden lå biomassen af *Myrionecta* omkring $2 \mu\text{g l}^{-1}$ i hele perioden med undtagelse af de to tørre år 1996 og 1997, hvor biomassen var noget højere.

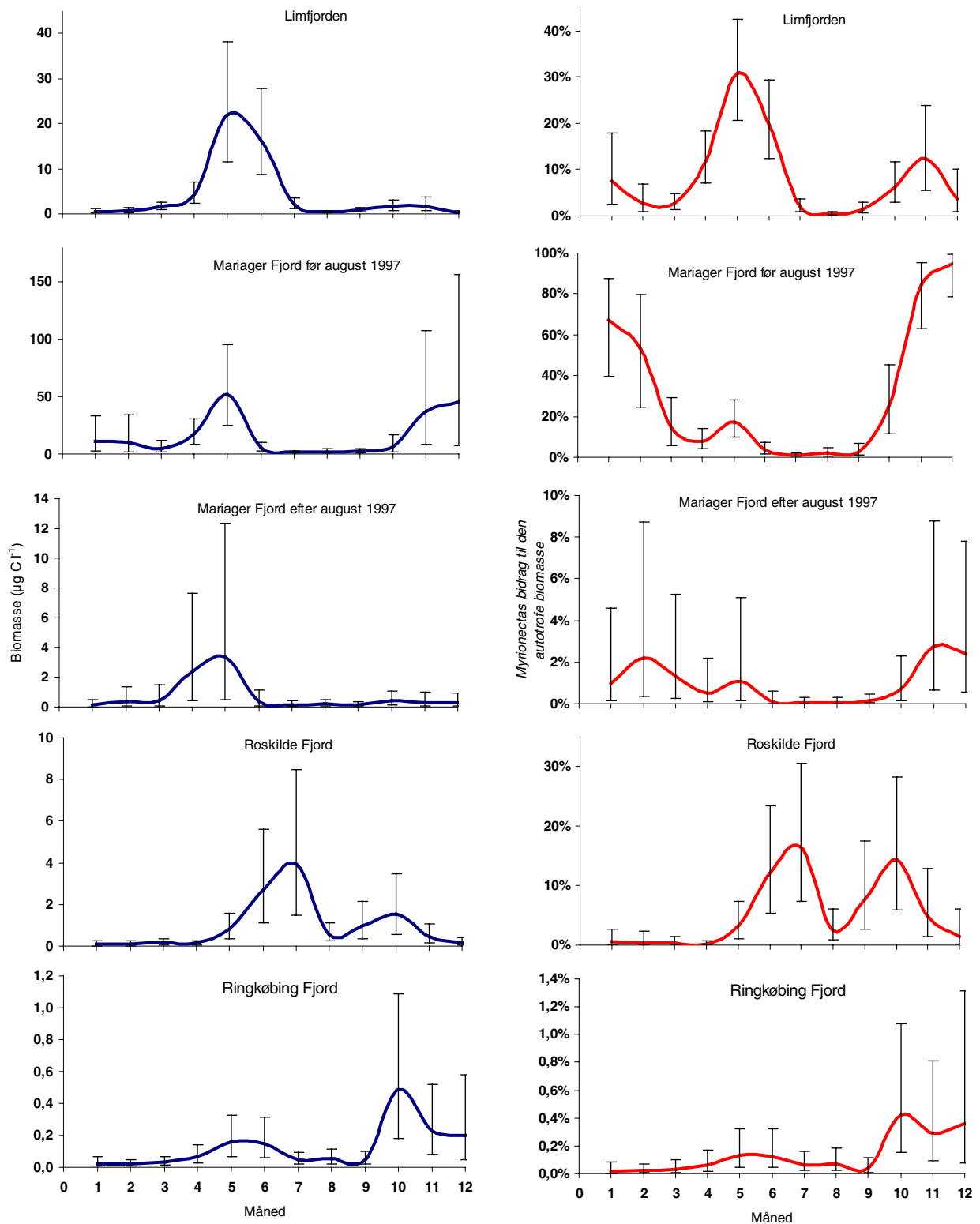
Roskilde Fjord havde relativt høje biomasser af *Myrionecta* i 1995-1998, hvorimod biomassen var $< 0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ i starten og slutningen af perioden (1992-2001).

Mariager Fjord havde høje biomasser (ca. $20-40 \mu\text{g l}^{-1}$ svarende til 40-50%) i starten af 90'erne faldende til ca. $8 \mu\text{g l}^{-1}$ (ca. 20%) midt i 90'erne og helt lave biomasser ($< 1 \mu\text{g l}^{-1}$ ~ 1-2%) efter iltsvindet i 1997 (Figur 26.5).

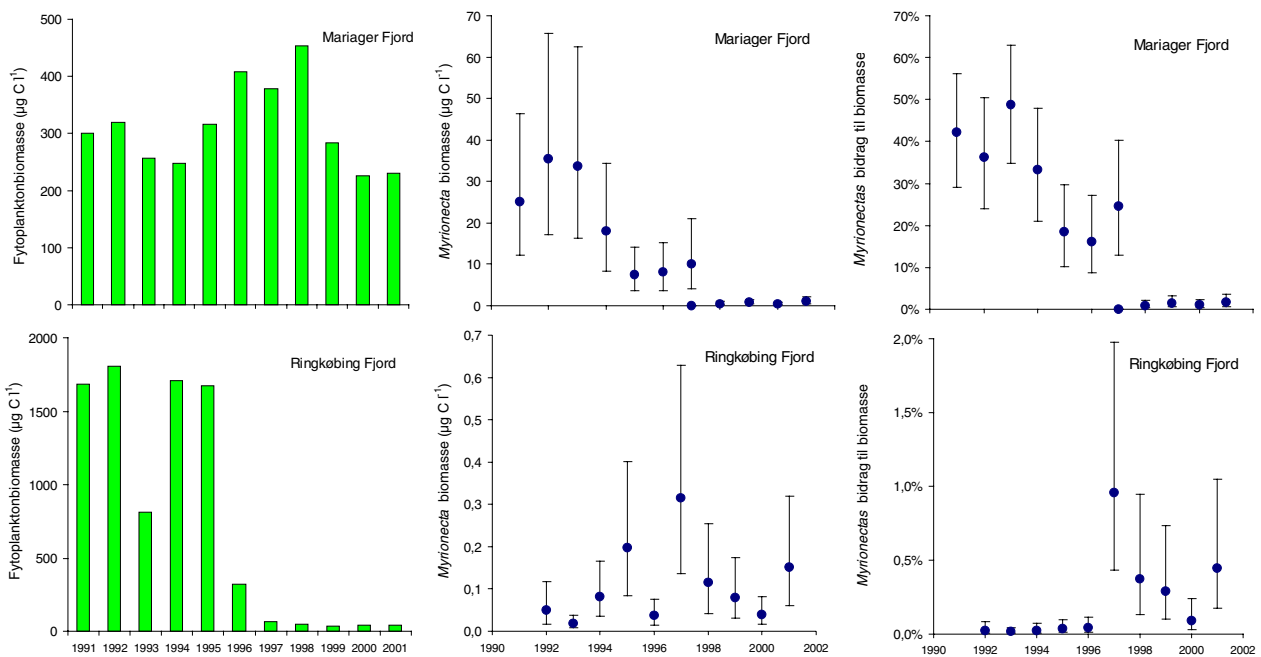
I Ringkøbing Fjord førte ændringerne af slusepraksis til et dramatisk fald i den samlede fytoplanktonbiomasse (Figur 26.5). I perioden efter 1996 har årsgennemsnittet af fytoplanktonbiomassen været under 10% af biomassen i årene indtil 1995 og den tidligere totale dominans af blågrøn-alger er afløst af et mere divers fytoplanktonsamfund. Den ændrede slusepraksis førte bortset fra 1997 ikke til væsentlige ændringer i årsbiomasserne af *Myrionecta*, men derimod til højere relative biomasser. Biomassen har været lav i hele perioden ($< 0,4 \mu\text{g l}^{-1}$), mens andelen steg fra stort set nul til 0,5-1% efter ændring af slusepraksis (Figur 26.5).

Diskussion

Forekomsten af *Myrionecta rubra* varierer imellem områder, og indenfor de enkelte områder ses endvidere markante variationer indenfor året og fra år til år. Forekomsterne blev analyseret i forhold til de formodede regulerende faktorer, næringssalte, rekyalger (bottom up) og mesozooplankton (top down) for at vurdere de mekanismer, der er ansvarlige for de observerede stationsforskelle og sæsonvariationer i *Myrionectas* biomasse.



Figur 26.4 Biomasser af *Myrionecta*, absolutte og relative i forhold til den totale autotrofe biomasse, i fjorde. Bemærk forskellige y-akser.



Figur 26.5 Total biomasse af fytoplankton samt absolut og relativ biomasse af *Myrionecta* i Mariager og Ringkøbing fjorde.

Overordnet faldt både de absolutte og relative stationsspecifikke biomasser af *Myrionecta* med stigende salinitet på havstationerne (Figur 26.6A, B). Saliniteten i sig selv kan ikke forklare dette, da *Myrionecta* kan danne store forekomster i meget brakt vand (Andersen & Nielsen, in press) såvel som i oceaner med høj salinitet (Smith & Barber 1979). Der var en tilsvarende kobling mellem den stationsspecifikke biomasse af rekyalger og salinitet (Figur 26.6C) som indikerer, at der generelt i havområder med høje biomasser af rekyalger også findes høje biomasser af *Myrionecta* (Figur 26.6D). Dette støtter antagelsen om, at *Myrionecta* er afhængig af tilstedeværelse og optagelse af rekyalger for at vedligeholde sin evne til fotosyntese (Gustafsson et al. 2000). Der var ikke en generel sammenhæng mellem den totale fytoplanktonbiomasse og salinitet, og relationen mellem salinitet og mængden af rekyalger er ikke begrundet i højere koncentrationer af næringssalte på de mindre saline stationer, idet de laveste niveauer for både DIN og DIP er observeret på stationer med lav salinitet (Tabel 26.1). Hverken den stationsspecifikke (middel af samtlige prøver indsamlet på stationen over alle år) biomasse eller andel af *Myrionecta* var relateret til den stationsspecifikke biomasse af mesozooplankton.

I fjordene var der, som på havstationerne, en sammenhæng mellem salinitet og biomassen af rekyalger. Men i modsætning til på havstationerne var den stationsspecifikke biomasse af *Myrionecta* hverken koblet til saliniteten eller til biomassen af rekyalger.

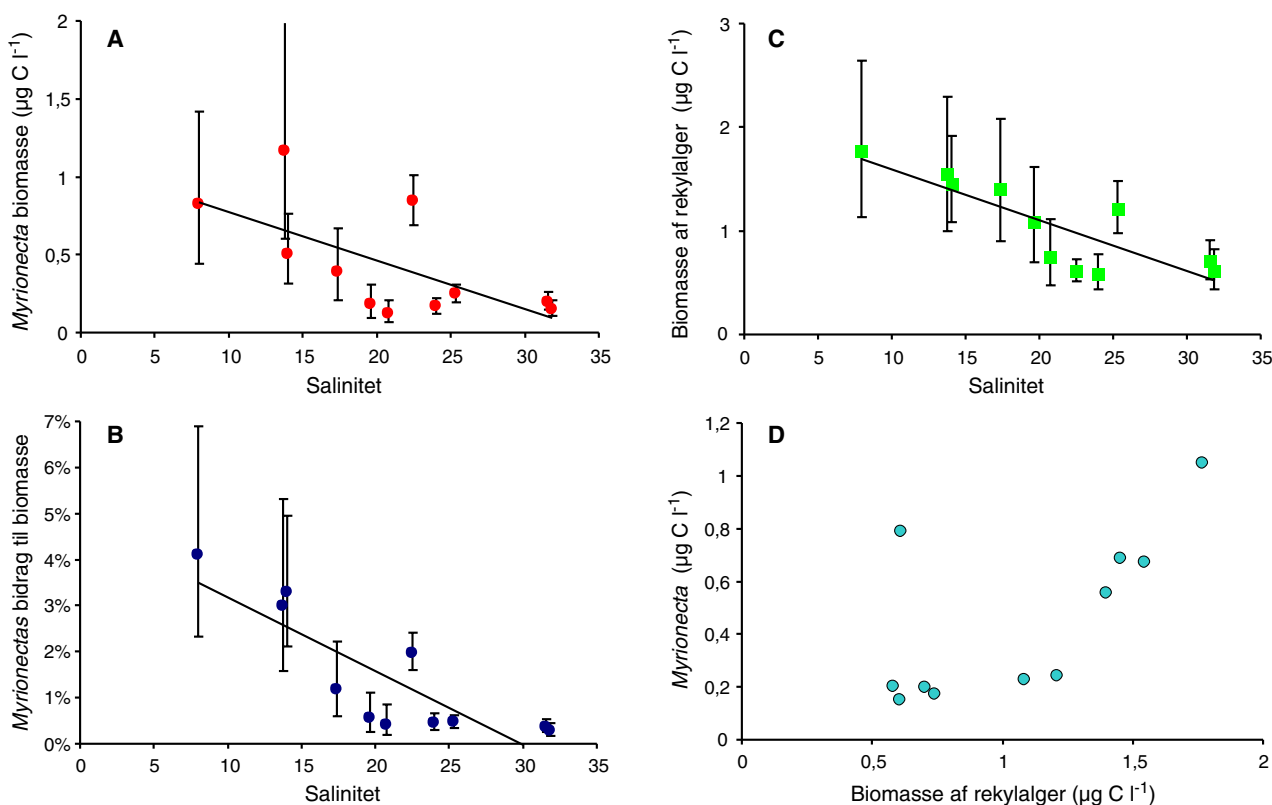
Sæsonvariationen i biomassen af *M. rubra* blev analyseret for sammenhænge med næringssalte, rekyalger og mesozooplankton. Sæsonvariationerne viste en signifikant sammenhæng mellem månedsspecifikke biomasser af *Myrionecta* og mesozooplankton på de dybe havstationer (Figur 26.7). Her er biomassen af *Myrionecta* høj i de perioder, hvor mængden af mesozooplankton er lav. Da der samtidig er permanent lagdeling og dermed ingen bentisk græsning, vil mængden af *Myrionecta* være reguleret af mesozooplanktons græsning i sommer- og efterårsperioden. Dette afspejles også i cellestørrelsen af *M. rubra*, hvor store individer dominerer i perioder med lav biomasse af mesozooplankton. De mere lavvandede havstationer har en mindre mesozooplankton biomasse, højere vinternæringssaltniveauer og for det meste lagdeling (Tabel 26.1). Græsningstrykket fra mesozooplankton er derfor mindre på disse stationer samtidig med at den totale biomasse af fytoplankton er større. Cellestørrelsen af *Myrionecta* er generelt større i disse områder end på de dybe havstationer.

Mens sæsonvariationen i forekomsten af *M. rubra* på de dybe havstationer tilsyneladende var styret af biomassen af mesozooplankton, viste analyserne af år til år variationerne ingen sammenhænge mellem de udvalgte parametre. I fjordene var det ikke muligt at identificere nogen signifikante sammenhænge, formodentlig pga. en meget stærkere benthopelagisk kobling, og fordi fjordene i langt højere grad end de åbne havstationer er underlagt varierende lokale vind- og vejrforhold.

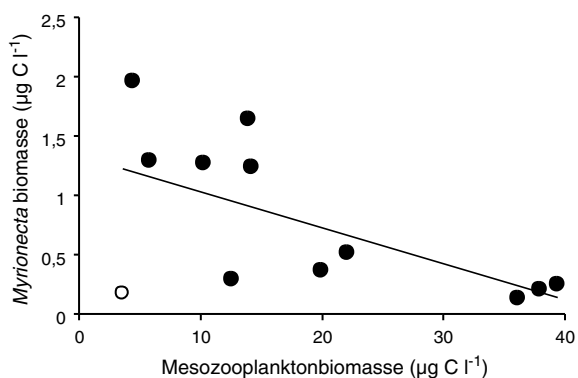
Det må antages, at *Myrionecta* i kraft af sin kapacitet til at registrere vandstrømninger og sin høje svømmehastighed, i højere grad end det øvrige fytoplankton kan undgå muslingernes græsning. Det er derfor nærliggende, at knytte forekomsterne af *Myrionecta* i Ringkøbing og Mariager fjorde sammen med tilstedeværelsen af bentiske filtratorer (muslinger). I begge fjorde har specielt den relative forekomst af *Myrionecta* i forhold til det øvrige fytoplankton været væsentligt højere i perioderne med mange muslinger (inden august 1997 i Mariager Fjord og efter 1995 i Ringkøbing Fjord). Tilstedeværelsen af muslinger kan dog ikke alene forklare de ændrede forekomster af *Myrionecta*, idet Mariager Fjord efter det kraftige iltsvind i august 1997 er blevet rekoloniseret af blåmuslinger,

hvis filtrationspotentiale i år 2000 og 2001 var på niveau med årene inden muslingedøden i 1997 (Kjærulf Petersen, pers. com.). På trods af genetableringen af muslinger er forekomsterne af *Myrionecta* ikke ændret i Mariager Fjord siden 1998.

Til trods for det store analyserede materiale har det ikke været muligt at identificere nogle helt overordnede reguleringsmekanismer for udviklingen af biomassen af *M. rubra* i vore farvande. Tilsyneladende er *M. rubra* populationen på de dybe havstationer reguleret af græsning fra mesozooplankton, mens populationsudviklingen på de øvrige lokaliteter er mere underlagt samspillet mellem en række forskellige lokalt betingede parametre.



Figur 26.6 Sammenhæng mellem salinitet og stationsspecifikke absolutte (A) og relative (B) biomasser af *Myrionecta* samt biomasse af rekyalger (C) på havstationer. Desuden er vist sammenhængen mellem biomassen af rekyalger og *Myrionecta* på havstationerne (D).



Figur 26.7 Sammenhængen mellem månedsbiomasser af mesozooplankton og *Myrionecta* på de dybe havstationer. Den åbne cirkel repræsenterer januar måned med meget få prøver. Værdien for januar er medtaget i beregningen af regressionsligningen.

27 Miljøfarlige stoffer i muslinger: Fordele og ulemper ved normalisering

Koncentrationemålinger af miljøfarlige stoffer i blåmuslinger (*Mytilus edulis*) indgår i NOVA-2003 for at følge såvel den geografiske spredning af et stof som udviklingen i tid. For at sikre sammenlignelighed af data er standardiserede metoder og krav til såvel prøvetagning som de kemiske analyser samt rapportering udarbejdet i regi af HELCOM og OSPARCOM. Der er ikke samme enighed om, hvordan data skal vurderes. Dette tema er derfor et indledende forsøg på at vurdere, om og hvordan enheden for en beregning af en koncentration (normalisering) kan påvirke eventuelle observerede geografiske forskelle. Fordele og ulemper ved en normalisering af data til tørstof, lipidindhold og konditionindeks (KI) er undersøgt. Sammenfattede kan siges, at normalisering til vådvægt eller tørstof synes umiddelbart mest anvendelig. En normalisering af data fra et udbredt geografisk område i relation til KI eller lipidindhold skal gøres med forsigtighed, da det i mange tilfælde kan forøge variationen i koncentration mellem områder. Inden for mere begrænsede områder, fx en fjord, kan det imidlertid være relevant at inddrage såvel lipidindhold som konditionsindeks ved tolkningen af geografiske trends og tidstrends.

Introduktion

Miljøfarlige stoffer forekommer i reglen i lave koncentrationer i vandfasen i det marine miljø, men mange af dem bliver opkoncentreret i organismer. Koncentrationsmålinger i organismer bruges derfor i NOVA-2003 og i andre nationale og internationale overvågningsprogrammer som indikatorer for forekomsten af disse stoffer i miljøet (biomonitoring). Koncentrationsmålinger i organismer er desuden en tidsintegrerende parameter, da akkumuleringen er opnået som en konsekvens af påvirkninger over en længere periode.

Blåmuslinger (*Mytilus edulis*) er en af de hyppigst brugte organismer til marin biomonitoring i såvel Europa som andre dele af verden. Blåmuslinger er specielt brugbare til biomonitoring på grund af deres store geografiske udbredelse, størrelse, stationære levevis samt fødestrategi, hvor de dagligt filtrerer store vandmængder med suspenderet materiale. Dette er en væsentlig egenskab, da hovedparten af mange forurenende stoffer ikke forekommer i opløst form, men primært er bundet til partikler og kolloider i vandfasen. Hertil kommer, at blåmuslinger har en tilbøjelighed til at optage og deponere (akkumulere) en lang række miljøfarlige stoffer, fx olie, tungmetaller og pesticider. Der er ikke nødvendigvis nogen simpel sammenhæng mellem stoffers totale forekomst i vandfasen/suspenderet materiale og den biotilgængelige andel, dvs. den del der kan optages af en organisme.

Koncentrationsmålinger i blåmuslinger bliver brugt til at følge såvel den geografiske spredning af et stof som udviklingen i tid. For at sikre sammenlignelighed af data har organisationer som fx OSPAR og HELCOM, der er ansvarlige for at koordinere den marine overvågning for henholdsvis Nordsøen og Østersøen, for længst indset, at det er nød-

vendigt med standardiserede metoder og krav til prøvetagning, kemiske analyser og rapportering. Der er ikke samme enighed om tilsvarende krav til vurdering af de indsamlede data, herunder hvordan man skal angive/beregne en koncentration, fx på basis af vådvægt, tørvægt, lipidindhold, konditionsindeks, for at data skal være mest sammenlignelige mellem år og/eller sted.

Dette tema skal derfor primært ses som et indledende forsøg på at vurdere, om og hvordan enheden for en beregning af en koncentration (normalisering) kan påvirke eventuelle observerede geografiske forskelle for prøver indsamlede i regi af NOVA-2003, med speciel fokus på data fra blåmuslinger indsamlet i 2000.

Datamateriale

Muslinger indsamles årligt i regi af NOVA-2003 i 14 områder på 1 til 3 stationer, se *Figur 1.1.C i Kapitel 1*. Minimum 20 muslinger indgår i hver prøve (pooles). Muslingerne depureres i ca. 24 timer for at tømme deres tarme for indhold af sediment, inden de dissekeres og homogeniseres. PAHer, PCBer, klorerede pesticider samt organotin analyseres i den poolede homogeniserede prøve. Metaller analyseres efter en frysetørring af en delprøve af den poolede homogeniserede prøve. Skallerne individuelle længde og vægt, vægten af individernes bløddele samt den gennemsnitlige tørvægt og lipidindhold af bløddelene bestemmes også. Alle parametre analyseres som beskrevet i de tekniske anvisninger for marine prøver (Kaas & Markager 1998). Normalt angives resultaterne i den form, de er målt (dvs. tørstof for metaller og vådvægt for de organiske parametre), idet man hermed undgår analysefejlen på tørstofbestemmelsen ved en omregning.

Normalisering

Baggrund for data normalisering

Muslingernes alder, fysiologiske tilstand og andre biologiske parametre (co-variabler) kan, foruden den eksponering organismen har været udsat for, have indflydelse på akkumulering af miljøfarlige stoffer. Den fysiologiske tilstand kan påvirkes af faktorer som fx fødetilgang, salinitet, vandtemperatur og reproduktionsstadium, men også af faktorer som iltvind og fysisk stress. Forskellige metoder kan bruges til at vurdere muslingernes fysiologiske tilstand fx konditionsindeks (se nedenfor for yderligere forklaring).

Kompleksiteten bliver ikke mindre af, at biotilgængeligheden af et stof, dvs. den mængde af et stof, som organismen optager, kan være afhængig af fysisk-kemiske parametre som pH, salinitet, mængde af kompleksbindere i vandet fx humusstoffer, eutrofiering, etc. Eksempelvis forekommer Cd i havvand mest som klor-komplekser, kun ca. 2,5% er biotilgængelig som hydratiseret-Cd²⁺ ion. Cd²⁺ har ca. samme størrelse som Ca²⁺ og kan derfor optages aktivt sammen med Ca gennem gællerne, især i dyr med Ca-baserede skaller, som har brug for store Ca-mængder (Phillips & Rainbow, 1994). Cd-optaget kan være væsentligt større i brakvand pga. den lavere kompleksbinding af Cd med klorid og dermed større biotilgængelighed. Dette kan medvirke til geografiske forskelle i koncentrationen i en organisme mellem områder med forskellig salinitet, selv om forureningsgraden er den samme i de to områder.

For at kunne sammenligne koncentrationer af et stof mellem forskellige områder kan det derfor være nødvendigt at beregne koncentrationen under hensyntagen til eventuelle forskelle mellem områderne i muslingernes iboende egenskaber, fx deres fysiologiske tilstand og andre biologiske parametre – også kaldet normalisering. En normalisering udføres ofte ved at dividere koncentrationen af det pågældende stof med den normaliserende faktor, fx lipidindholdet (ratio normalisering), og hvor det så antages, at dette vil eliminere forskelle i koncentration, der skyldes forskelle i den normaliserende faktor i organismen.

Normalisering til vådvægt og tørstof

Oftest angives koncentrationer af miljøfarlige stoffer i organismer pr. g vådvægt eller tørvægt, dvs. inklusiv eller eksklusiv det biologiske vævs vandindhold. Umiddelbart kan disse måder betragtes som to selvstændige metoder, hvorpå koncentrationer kan normaliseres for at opnå et bedre grundlag for sammenligning. Vådvægt anvendes oftest i de tilfælde, hvor de kemiske analyser udføres direkte på vådt vævsmateriale. Ved at normalisere til tørstofindholdet kan man normalisere sig ud af

eventuelle forskelle i vandindholdet mellem vævsprøver. Disse forskelle kan enten tillægges naturlige variationer eller forskelle i håndteringen af prøverne. I den forbindelse bør man også være opmærksom på, at en ekstra usikkerhed på koncentrationen bliver introduceret, om end lille i tilfælde af tørstofbestemmelse, da tørstofbestemmelsen udføres som selvstændige analyser. Tilsvarende hvis koncentrationen bliver normaliseret til lipidindhold. Usikkerheden på en lipidbestemmelse er imidlertid større.

Normalisering til lipidindhold

Koncentrationen af hydrofobe organiske miljøfarlige stoffer angives ofte på basis af lipidindhold i organismen, da det er velkendt, at lipidindhold i en organisme kan være en afgørende faktor for akkumulering af organiske stoffer (Phillips and Rainbow 1994). Normalisering til lipidindholdet er specielt almindeligt for akvatiske organismer, hvor man forventer, at der sker en ligevægtsfordeling af det pågældende stof mellem koncentrationen i vandfasen og i organismen. Det er fx vist, at en normalisering af koncentrationen af organokloriner i forhold til lipidindhold kan reducere variationen mellem arter (Leblanc 1995). Normalisering til lipidindhold er imidlertid kun gyldig under følgende forhold (Metcalf-Smith et al. 2002):

1. En ligevægtsfordeling mellem vand-/lipidfase i organismen er den primære mekanisme til bioakkumulering.
2. Ligevægt er opnået. Indholdet af lipid kan hurtigt ændres over en relativt kort periode, betydeligt hurtigere end den tid det tager at opnå en ligevægt mellem vand/lipid. Der er fx en stor årstidsvariation i lipidindholdet. Lipid kan metaboliseres hurtigere i en organisme end det miljøfarlige stof, hvilket medfører, at den relative koncentration af det miljøfarlige stof stiger, hvis lipidindholdet falder pga. ændret metabolisme.
3. Der skal desuden være et mere eller mindre lineært forhold mellem koncentration og lipidindhold. Dette gælder naturligvis kun, hvis forureningen mere eller mindre er på samme niveau i de områder, der sammenlignes.

En simpel ligevægtsfordeling mellem vandfasen og lipidindhold kan ikke alene forklare de geografiske forskelle, der kan forekomme mellem koncentrationerne af organiske miljøfarlige stoffer. Koncentrationen af miljøfarlige stoffer i muslinger er et samspil mellem optag af stofferne fra føde/partikler i mave-tarmkanalen, adsorption af partikler på de indre overflader i muslingerne og optag direkte over gæller og andre indre overflader fra vandfasen. Hertil kommer, at fordelingen mellem forskellige lipidtyper i muslingen kan påvirke optaget af et organisk stof, neutrale lipider har en

større evne end de polære til at optage et stof. Muslingers lave lipidindhold bidrager sandsynligvis til, at den sammenhæng, der generelt ofte ses med især PCB, HCH og DDT og lipidindhold i organismer/vævsdele, der har et større lipidindhold, ikke ses hos muslinger. Især de mindre klørerede PCB'er har en biologisk halveringstid på dage til uger, hvorimod de større mere klørerede forbindelser har længere biologiske halveringstider (Phillips og Rainbow 1994). Hvis ikke en simpel ligevægtfordeling mellem vandfasen og lipidindhold er den dominerende faktor for akkumulering, kan en normalisering med hensyn til lipidindhold forøge variationen mellem områder og/eller føre til fejlagtige konklusioner med hensyn til eventuelle geografiske forskelle mellem områder.

Normalisering og konditionsindeks

En alternativ metode til normalisering kan være at anvende muslingens fysiologiske tilstand som normaliseringsfaktor for at udligne forskelle i koncentration under antagelse af, at den fysiologiske tilstand er af betydning for akkumuleringen af miljøfarlige stoffer. Den fysiologiske tilstand kan udtrykkes med et konditionsindeks (KI), som er en relation mellem bløddelens vægt og muslingernes længde eller skalvægt.

Flere beregningsmetoder er brugt til at estimere konditionsindeks (KI). KI kan bl.a. beregnes ud fra simple forhold som vægt af bløddele og vægt af skal (Orban 2002).

$$KI_1 = \text{tørvægt af bløddele (g)} / \text{tørvægt af skalvægt (g)} \times 1000 \quad (1)$$

For muslinger og andre skaldyr kan konditionsindeks beregnes som forholdet mellem bløddelens vægt på tørvægtbasis til den indre skalvolumen (Lawrence and Scott, 1982). I en noget forenklet form kan dette udtrykkes som:

$$KI_2 = \text{tørvægt af bløddelene (g)} / \text{skallængden}^3 \text{ (cm}^3\text{)} \quad (2)$$

hvor skallængden bruges til en approksimation for skalvolumen (de Wilde 1975; Petersen 1997).

En grafisk fremstilling af den gennemsnitlige tørvægt af bløddele i forhold til deres gennemsnitlige længde kan også bruges til at undersøge, hvilken potensophøjning der giver det bedste estimat på konditionsindeks for en given population. $y = ax^b$, hvor y er muslingernes vægt, x deres længde, a og b er konstanter, der bestemmes grafisk (Granby, 1987 og ref. deri).

$$KI_3 = \text{tørvægt af bløddelene (g)} / \text{skallængden}^b \text{ (cm}^3\text{)} \quad (3)$$

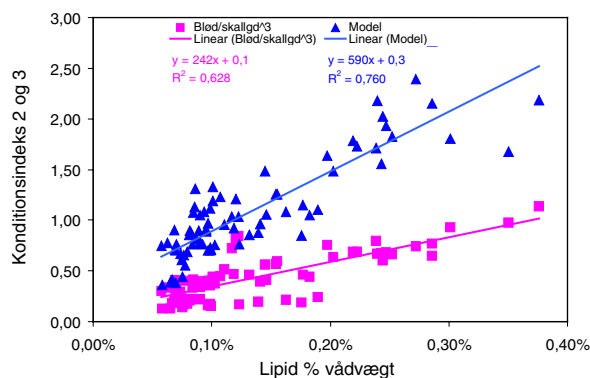
Forholdet mellem tørvægt af bløddele og længde er også ofte brugt som konditionsindeks.

$$KI_4 = \text{tørvægt af bløddelene (g)} / \text{skallængden (mm)} \quad (4)$$

Yderligere en beregningsmetode er foreslået af Davenport (1998), men denne synes mindre relevant:

$$KI_5 = (\text{vægt af bløddele (kogt)} / (\text{vægt af bløddele (kogt)} + \text{skalvægt})) \times 100 \quad (5)$$

Koncentrationen af de miljøfarlige stoffer kunne i dette studium beregnes på basis af våd- og tørvægt, lipidindhold samt konditionsindeks (KI_1) – (KI_4) ud fra de indsamlede biologiske parametre som skallængder og vægt, den gennemsnitlige vådvægt, tørvægt samt lipidindhold, da disse indgår som obligatoriske parametre i NOVA-2003. Når konditionsindeks (her KI_2 og KI_3) sammenholdes med lipidindholdet, kan der være en samrelation mellem de to parametre, se Figur 27.1. Dvs. såvel lipidindhold som konditionsindeks synes at afspejle muslingernes velbefindende i denne undersøgelse.



Figur 27.1 Sammenhæng mellem konditionsindeks og lipidindhold.

En sammenligning af konditionsindeks fra forskellige områder er i princippet kun mulig, hvis muslingerne er indsamlet på den samme tid af året, har samme alder og tilhører den samme population. Muslingerne i NOVA-2003 er alle indsamlet i perioden oktober-november (i få tilfælde december). Det er efterstræbt at indsamle den samme størrelse muslinger på alle stationer, men der kan være forskelle i størrelsen mellem stationer/områder, se Tabel 27.1. Hertil kommer, at den samme størrelse sandsynligvis ikke repræsenterer den samme aldersklasse i alle områder. Der er derudover en stor sandsynlighed for, at muslinger fra de indre danske farvande ikke alle tilhører den samme population. Man kan heller ikke udelukke, at miljøfarlige stoffer også kan påvirke muslingernes fysiologiske tilstand. På trods af disse vanskeligheder og afvigelser fra ideelle forhold er en normalisering på basis af KI alligevel foretaget i den videre dataanalyse i et forsøg på at forbedre vores forståelse for de fundne geografiske forskelle.

Tabel 27.1 Statistisk oversigt over data anvendt til normalisering

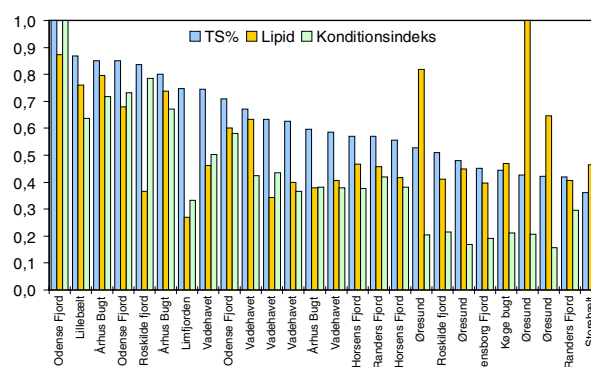
	Blød- vægt (BV)	Skal- vægt (SV)	Skal- længde (L)	Tørstof	Lipid (i TS)	KI 1 (BV*TS/ SV)	KI 2 (BV/L ³)	KI 3 Model	Lipid (våd- vægt)
Middel	0,575	5,473	47,40	14,3%	0,91%	0,0159	0,425	1,102	0,136%
Stdev	0,569	3,955	8,55	3,9%	0,31%	0,0111	0,228	0,500	0,075%
Min.	0,063	0,660	32,80	7,8%	0,39%	0,0044	0,127	0,362	0,058%
Median	0,451	4,847	47,96	13,6%	0,78%	0,0111	0,392	0,964	0,100%
Maks.	3,127	17,023	71,87	23,6%	1,72%	0,0537	1,133	2,768	0,376%
Enhed	g	g	mm	%	%TS	-	g/10 ⁵ mm ³	-	% våd
n	78	78	78	78	76	78	78	78	76

Bemærk at for 2 stationer i Øresund er lipidindholdet i en af bestemmelserne af triplikat prøvetagningerne meget afvigende fra de øvrige 2, og derfor udelukket fra videre databehandling.

Resultater og diskussion

Kun NOVA-2003 data for blåmuslinger fra 2000 indgår i undersøgelsen. I Tabel 27.1 ses en statistisk oversigt over de biologiske parametre (blødvægt, skalvægt, skallængde, tørstof og lipidindhold) samt konditionsindeks anvendt til normalisering. Heraf fremgår det, at blødvægten kan variere helt op til en faktor 50 mellem to stationer, mens skallængde, tørstof og lipidindhold kun varierer hhv. en faktor 2, 3 og 4. Den geografiske fordeling af lipidindhold, tørstofindhold (TS) samt et konditionsindeks (KI_2) er vist i Figur 27.2. Stationerne er rangordnet efter faldende tørstofindhold.

Lineariteten mellem koncentrationen af Hg, Cd, Zn, TBT, •HCH, to repræsentative PAHer (benz(a)pyren og naphthalen) og to PCBer (PCB 101 og PCB 153) og et antal biologiske parametre og normalisatorer (tørvægt, lipidindhold samt $KI_1 - KI_3$) er undersøgt nærmere, se Tabel 27.2 og Figur 27.3 – 27.5.



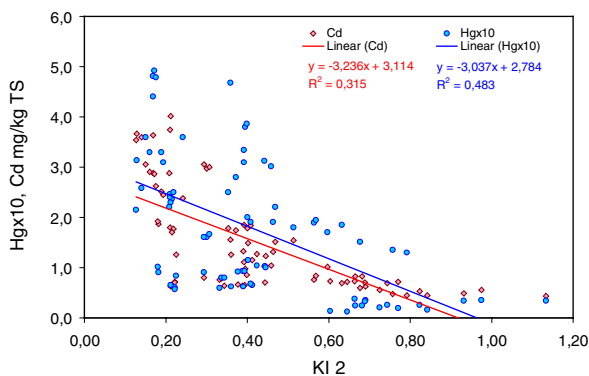
Figur 27.2 Indeksvariable fordelt på stationer, normeret til maksimale indeks af tørstof, lipid (i tørstof) og konditionsindeks 3 (KI_3). Prøverne er rangordnet efter tørstofprocent. Bemærk især lipidindhold, der ligger højere end forventet ud fra tørstofindhold i Øresund og de lave lipid- og KI_2 -værdier for Limfjorden.

Tabel 27.2 Lineær regression af kontaminanter vs. normaliseringsfaktorer.

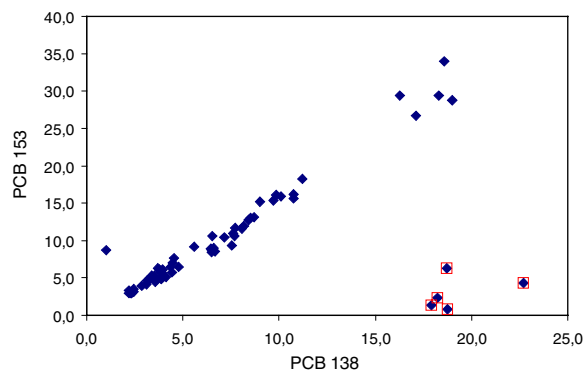
	X	Blød- vægt (BV)	Skal- vægt (SV)	Skal- længde (L)	Vand- indhold (%)	Lipid (%TS)	Indeks 1 (BV/SV)	Indeks 2 (BV/L ³)	Model (BV/L ^b)	Lipid (%våd)
Hg		0,167	0,042	0,096	0,279	0,003	0,337	0,315	0,265	0,12
Cd		0,263	0,195	0,203	0,563	0,001	0,331	0,483	0,307	0,184
Zn		0,269	0,318	0,305	0,459	0,005	0,254	0,437	0,245	0,178
TBT		0,007	0,008	0,005	0,040	0,059	<0,009	0,061	0,042	0,067
ΣorgSn		0,015	0,014	0,005	0,013	0,040	<0,001	0,024	0,008	0,035
PCB101		0,079	0,113	0,142	0,001	0,031	<0,001	0,008	0,013	0,052
PCB153		0,001	0,002	0,008	0,03	0,057	0,048	0,012	0,032	0,013
ΣHCH		0,007	0,098	0,123	<0,001	0,064	0,045	0,001	0,053	0,028
Naphthalen* ekskl. Egholm		0,099	0,101	0,037	0,239	0,006	0,100	0,166	0,115	0,086
Benz(a)pyren		0,062	0,009	<0,001	0,090	0,030	0,110	0,072	0,048	0,071

Bemærkninger: Lineær regression udført og r^2 angivet. For PCB, PAH og ΣHCH er resultater mindre end detektionsgrænsen udelukket fra analysen

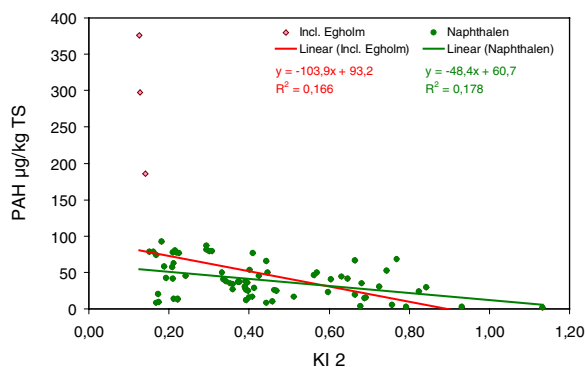
*: Naphthalen i Storebælt (Egholm Flak) udelukket pga. forhøjede værdier, sandsynligvis som følge af raffinaderiet ved Stignæs (faktor 3-4) se Figur 27.4.



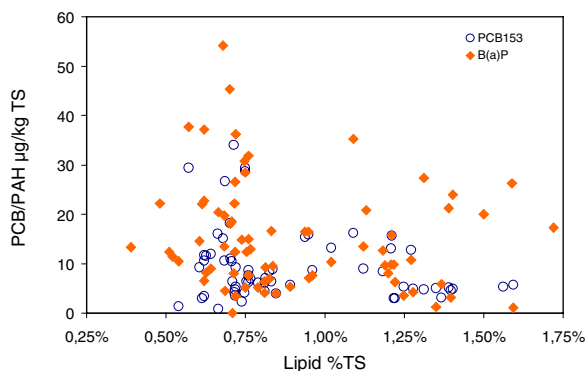
Figur 27.3 Lineær korrelation af Cd og Hg med konditionsindeks 2.



Figur 27.6 Sammenhæng mellem PCB 153- og PCB 138-indhold; de 5 der falder udenfor linien (markeret med rød ramme), er alle fra Ribe Amts del af Vadehavet.



Figur 27.4 Lineær korrelation af naphthalen og konditionsindeks 2. Korrelation med og uden data fra Storebælt (Egholm), som er påvirket af raffinaderi ved Kalundborg (røde markeringer).



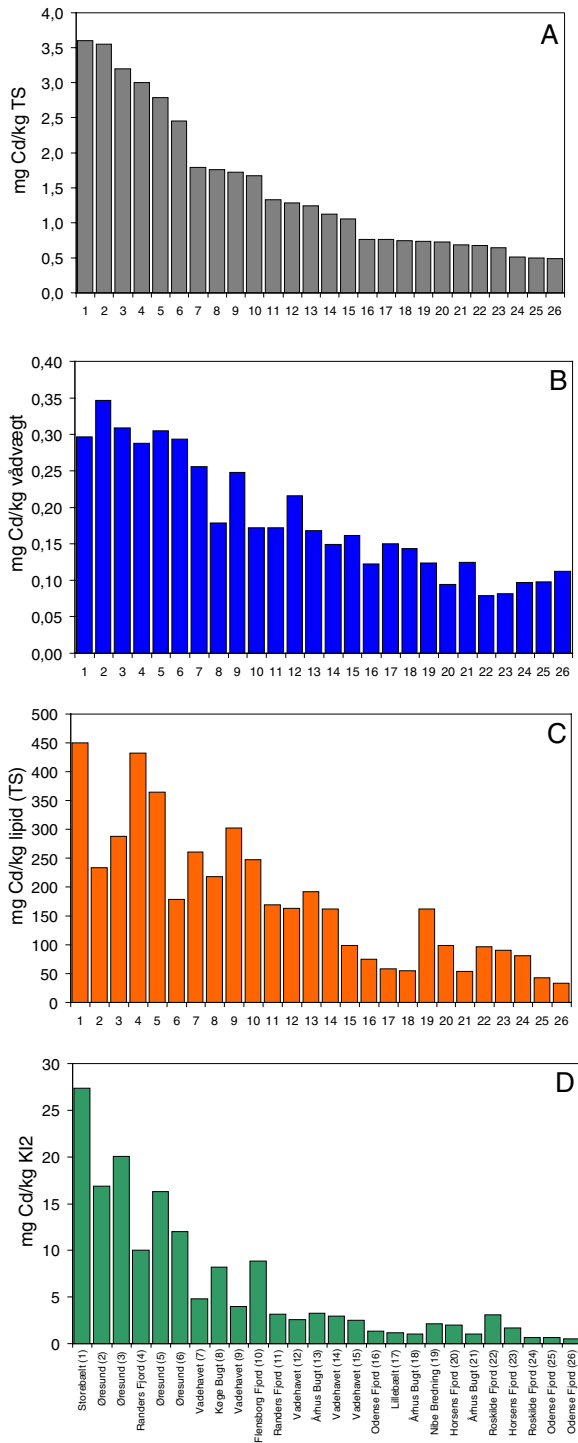
Figur 27.5 Der er ingen simpel sammenhæng mellem PCB 153 hhv. benz(a)pyren og lipidindholdet i muslingerne.

Benz(a)pyren er valgt som repræsentant for de 4-6 ringede PAHer og naphthalen som repræsentant for de lette, mere letflygtige PAHer. Tilsvarende er PCB 101 og PCB 153 repræsentative for PCBer med lavere respektive højere substituering med klor. Repræsentativiteten af PCB 153 i forhold til en anden højt substitueret PCB – PCB 138 – er vist i Figur 27.6. Det bemærkes, at der er en god lineær sammenhæng undtagen for en enkelt bestand af muslinger, der er indsamlet i Vadehavet. Årsagen til dette kunne være, at muslingerne i denne del af Vadehavet er påvirket af andre kilder end i de øvrige danske farvande, fx fra de større tyske floder, selv om analytisk-kemiske problemer ikke kan udelukkes. De her valgte PCBere er samtidig dem, som har færrest værdier under detektionsgrænsen. Tilsvarende er det kontrolleret, at der er en rimelig sammenhæng mellem de to valgte PAH'er og de grupper, de skal repræsentere. For PCBer og PAHer er enkeltstoffer og ikke sumparametre valgt for at undgå problemer med tolkning af værdier under detektionsgrænserne i summerne. Data for enkeltstofferne under detektionsgrænsen er udeladt i den videre beregning af korrelationer.

Af Tabel 27.2 og Figur 27.3 – 27.5 fremgår det, at korrelationen mellem en stofkoncentration og de forskellige normaliserende faktorer generelt er meget lille. Kun i meget få tilfælde, og primært for Zn, Cd og Hg, oversteg regressionskoefficienten 0,2, men også i disse tilfælde er der kun en meget svag korrelation. For de organiske forbindelser var det kun for naphthalen, at R^2 oversteg 0,15.

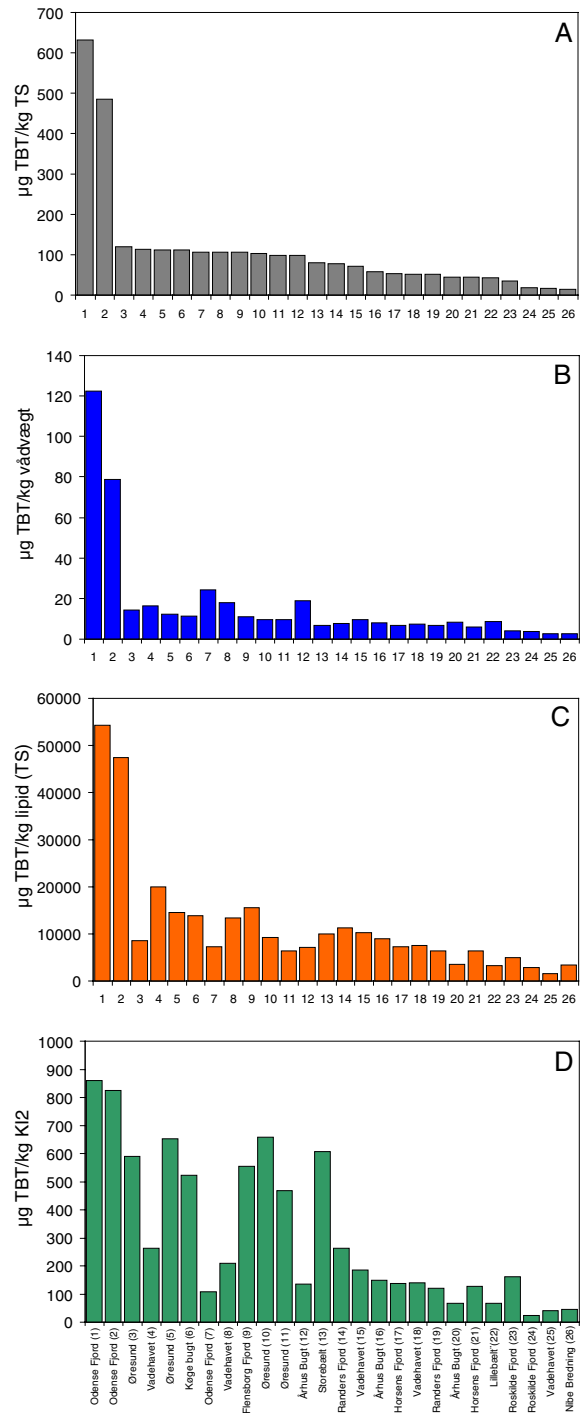
I NOVA-2003 angives sædvanligvis koncentrationen af metaller i muslinger på tørvægtsbasis og koncentrationen af de organiske stoffer på vådvægtsbasis. I Figur 27.7A – 27.10A er alle koncentrationer omregnet til tørvægt for at have samme udgangspunkt. De forskellige stationer er rangordnet efter stigende koncentration normaliseret til tørstof. I Figur 27.7 – 27.10 er koncentrationen af de

tilsvarende stoffer, men her normaliseret til vådvægt (B), lipidindhold (C) respektive konditionsindeks 2 (D) også præsenteret. Samme rangordning af stationerne som for tørstof er bibeholdt i samtlige figurer for nemt at kunne sammenligne eventuelle forskelle i rangordning af stationer efter en normalisering.



Figur 27.7 Fordeling af cadmium efter normalisering til tørvægt (A), vådvægt (B), lipidvægt i tørstof (C) og konditionsindeks nr. 2, KI₂ (D).

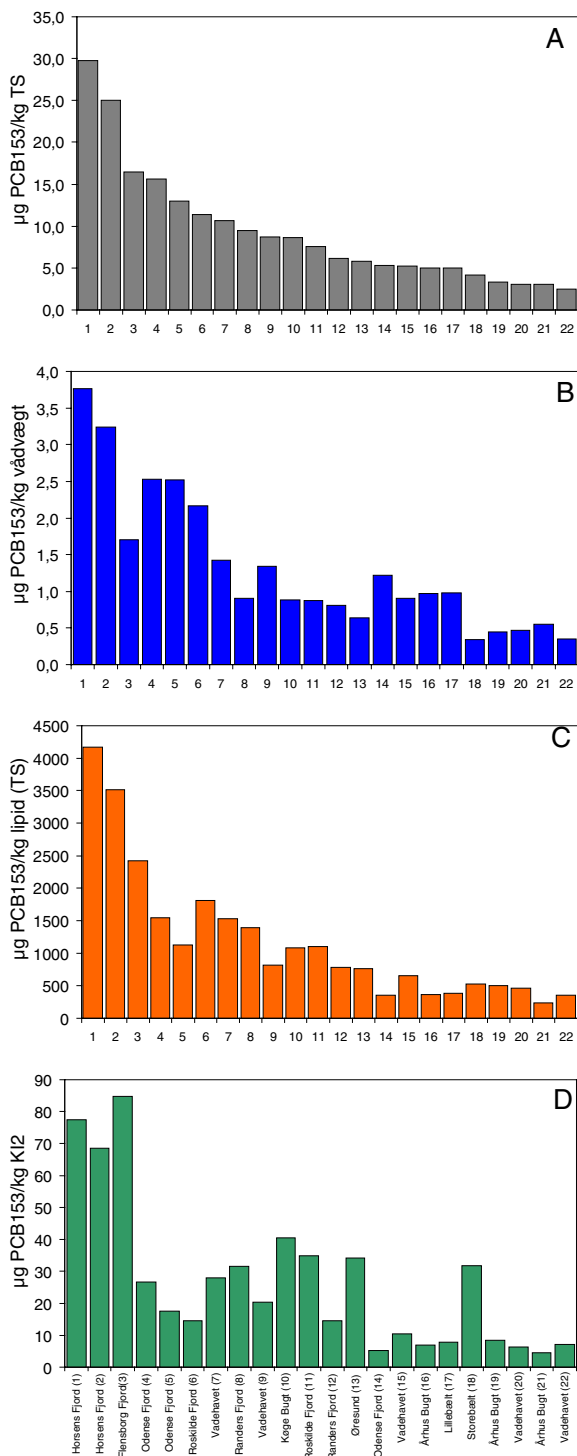
Rangordning af stationer var relativt ens for koncentrationer beregnet på basis af enten tørstof eller vådvægt (se Figur 27.7 – 27.10A og B) på trods af, at tørstofprocenten varierede mellem 7,8 og 23,6%. Dette tyder ikke på, at normalisering til tørstof bidrager med nogen væsentlig ekstra forklaring sammenlignet med koncentrationsangivelser uden denne normalisering.



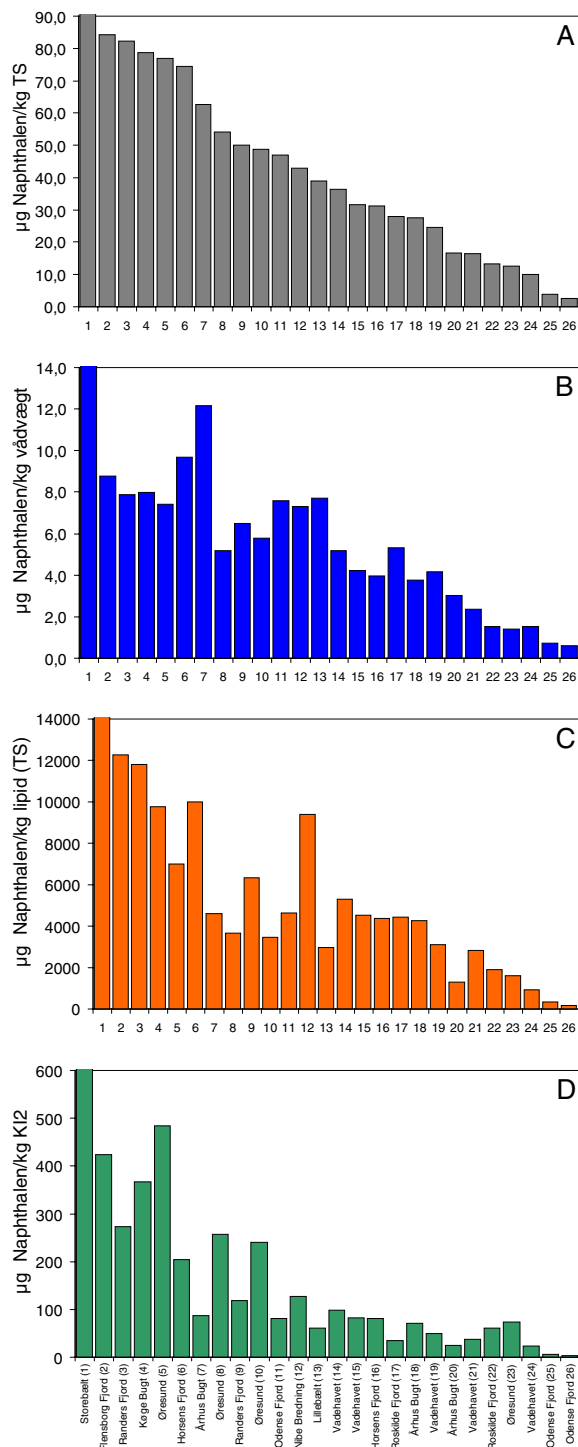
Figur 27.8 Fordeling af TBT efter normalisering til tørvægt (A), vådvægt (B), lipidvægt i tørstof (C) og konditionsindeks nr. 2, KI₂ (D).

Ved normalisering til lipidindhold fremkom der en større variation i koncentrationsniveauer end ved normalisering til enten vådvægt eller tørsvægt. En sådan normalisering ville derfor kun være relevant, hvis lipidnormaliserede data bedre beskrev den geografiske fordeling af det miljøfarlige stof. Rækkefølgen i rangordningen af stationer ændrede sig kun lidt sammenlignet med rækkefølgen ved nor-

maliseringer til våd- eller tørsvægt (Figur 27.7 – 27.10 A og C). Ændringen skyldes primært, at lipidindholdet i muslinger fra Øresund og Storebælt er relativt højere end forventet ud fra tørstofindhold sammenlignet med de øvrige stationer, og at lipidindholdet er relativt lavt i Limfjorden sammenlignet med de øvrige stationer.



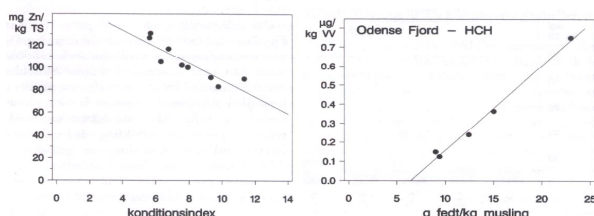
Figur 27.9 Fordeling af PCB 153 efter normalisering til tørsvægt (A), vådvægt (B), lipidvægt i tørstof (C) og konditionsindeks nr. 2, KI_2 (D).



Figur 27.10 Fordeling af naphthalen efter normalisering til tørsvægt (A), vådvægt (B), lipidvægt i tørstof (C) og konditionsindeks nr. 2, KI_2 (D). Bemærk at værdierne i Storebælt i alle tilfælde går ud over akser (talværdi er 286, 23, 36000 og 2200 i A, B, C og D).

Rangordning af stationer efter normalisering til KI_2 udviste en endnu større variation i forhold til rangordning baseret på våd- og tørstof sammenlignet med en normalisering til lipidindhold (se Figur 27.7 – 27.10A, C og D). Bl.a. skal det bemærkes, at efter en normalisering af TBT-koncentrationen til KI_2 opnås sammenlignelige værdier i Odense, Storebælt og Øresund inkl. Køge Bugt, alle tre områder med høj skibsintensitet, som må betragtes som den væsentligste kilde til TBT. En normalisering til kun tørstof gav til sammenligning betydeligt højere TBT-koncentrationer i Odense Fjord end i de øvrige områder. Dette eksempel illustrerer, at der kan opnås nye forureningsmønstre, men også at det er vigtigt, at en normalisering ikke kan stå alene. En mere dybtgående analyse af de ydre påvirkningsfaktorer er nødvendig, inden man kan udtale sig om eventuelle årsagssammenhænge. En optimal normalisering kan forbedre vore muligheder for at forklare geografiske forskelle og ligheder, hvis vi har kendskab til fx lokale kilder. De KI , der er forsøgt anvendt her, dækker både forskellige aldre, områder og populationer. Hvis KI var ideel og lineært forbundet med den diffuse belastning med et miljøfarligt stof, ville områder, der skilte sig ud fra det generelle forhold, være en indikation på lokale kilder. Normaliseringen ville da reducere variationen i datasættet pga. muslingernes vækstbetingelser.

Sammenfattende må det konstateres, at normalisering ikke altid forbedrer mulighederne for at forklare geografiske forskelle. En normalisering forventes at have en større forklarings effekt indenfor et begrænset område som en fjord, hvor såvel forureningsgrad, som fysisk-kemiske og biologiske faktorer (fx population og hydrografi) i området kan være mere ensartede. Dette er vist for fx Odense Fjord, hvor der er en lineær sammenhæng mellem såvel Zn og KI samt mellem HCH og lipidindhold, se Figur 27.11. Tilsvarende regressionskoefficienter på det landsdækkende datamateriale i denne undersøgelse er for HCH kun 0,064 og for Zn 0,437, se Tabel 27.2.



Figur 27.11 Koncentration af Zn ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$) og HCH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vådvægt) i blåmuslinger som funktion af hhv. konditionsindeks og lipidindhold på 5 stationer i Odense Fjord 2000 (data fra Fyns Amt 2001).

Den tidlige udvikling af koncentrationen af miljøfarlige stoffer analyseres oftest ud fra datasæt på

stationsniveau. Her kan en normalisering derfor medvirke til at udligne år til år variationer, der skyldes iboende egenskaber hos organismen. Dette kan medføre, at en reel trend i forureningsniveauet tydeligere vil fremgå af datamaterialet. Landsdækkende analyser af den tidlige udvikling må derfor nødvendigvis basere sig på udviklingen lokalt.

Konklusion

Blåmuslinger er velegnede til biomonitering på trods af problemerne med at sammenligne koncentrationsdata mellem områder. Normalisering til vådvægt eller tørstof synes umiddelbart mest anvendelig. En normalisering af data fra et udbredt geografisk område i relation til KI eller lipidindhold skal gøres med forsigtighed, da det i mange tilfælde kan forøge variationen i koncentration mellem områder. Hvis der ikke er en lineær sammenhæng mellem koncentrationen af et stof og en normaliserende faktor, må relevansen af en normalisering altid undersøges. Dette er væsentligt, hvis man vil sikre, at en normalisering bedre afspejler en forureningsgradient, og at årsagen til forskelle i koncentration ikke skyldes andre faktorer.

Generelt lave lipidindhold i blåmuslinger kan være en bidragende årsag til, at en normalisering til lipidindhold ikke altid er lige relevant. Andre faktorer end ligevægtfordeling mellem vand/lipidfasen kan være dominerende for den fundne koncentration, fx biotilgængelighedens betydning for optagelsen.

En normalisering kan medføre, at der drages fejlagtige konklusioner vedrørende de geografiske forskelle i niveauet af de miljøfarlige stoffer og kan derfor ikke stå alene. Kombineret med information vedrørende forskelle i kilder kan en optimal normalisering bidrage til at forklare eventuelle forureningsmønstre over større områder.

Inden for mere begrænsede områder, fx en fjord, kan det imidlertid være relevant at inddrage såvel lipidindhold som konditionsindeks ved fortolkningen af geografiske trends og tidstrends. Årsagen hertil er sandsynligvis, at flere faktorer af betydning for akkumuleringen er konstante, herunder eksponering og population. Da såvel lipidindhold som andre biologiske parametre som længde og vægt yderligere bidrager med væsentlig information om muslingernes kondition, bør disse parametre fortsat indgå i et overvågningsprogram baseret på biomonitering af muslinger.

Som en afsluttende konklusion skal det understreges, at der stadigvæk er flere uafklarede spørgsmål inden en generel fremgangsmåde for normalisering kan anbefales.

28 Kvælstofbudget for de indre farvande

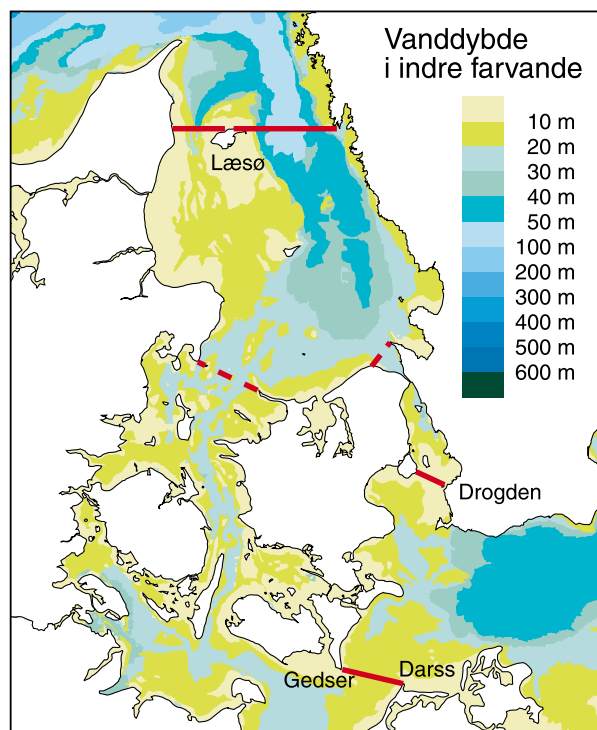
Kattegat og Bælthavet udgør de centrale dele af havet omkring Danmark. Her mødes Østersøvand og Skagerrakvand og området er unikt, også i international sammenhæng, som 'frontzone' for Østersøen, et af verdens største brakvandsområder. Der er store miljøproblemer i området, især med iltsvind, som skyldes store tilførsler af kvælstof i kombination med lagdeling af vandsøjlen. Her beskrives de eksterne tilførsler og de interne processer for kvælstof som et årsbudget for henholdsvis total kvælstof og biologisk aktivt kvælstof. For total kvælstof dominerer tilførslerne fra Østersøen (38%) og Skagerrak (37%) pga. de store mængder kvælstof, som er bundet i opløste humusforbindelse. Det danske bidrag er 12%. Af det biologisk aktive kvælstof, som er det, som har betydning for fx iltsvind, kommer 1/3 fra Skagerrak og Østersøen, 1/3 fra Danmark og 1/3 fra andre lande, dvs. Sverige, Tyskland og som atmosfærisk deposition længere væk fra. Danmark bidrager således med halvdelen af det kvælstof, som der umiddelbart kan sættes oprindelse på, og Danmark er dermed den største enkelt kilde til kvælstof for området. Af det danske bidrag på 70.000 tons kvælstof pr. år kommer 60.000 med ferskvand og udløb fra fjorde og 10.000 tons fra danske emissioner til atmosfæren. Landbrugsaktivitet står for 75% af de danske tilførsler og dermed for 25% af det biologisk aktive kvælstof som tilføres området.

Indledning

I efteråret 2002 har der været en intens debat om kvælstoftilførsler til de indre farvande og specielt Danmarks andel af de samlede tilførsler. Debatten blev aktualiseret af et meget omfattende iltsvind i de indre farvande. I debatten har det fra flere sider været fremført, at Danmarks andel af de samlede tilførsler er beskeden, og at tilførslerne er domineret af kvælstof fra Østersøen og Skagerrak. Følgelig skulle indgreb over for de danske bidrag kun have en marginal effekt på havmiljøet. Det synspunkt har vagt opmærksomhed hos beslutningstagerne både regionalt og nationalt. Der har derfor været behov for en faglig afklaring af spørgsmålet, således at beslutninger, som angår udledninger af kvælstof, træffes på et fagligt optimalt grundlag. DMU, Afdeling for Marin Økologi har derfor i september 2002 nedsat en arbejdsgruppe, som har haft til opgave at opstille et kvælstofbudget for de indre farvande. I dette tema vil vi præsentere resultaterne af dette arbejde.

Indledningsvis skal det bemærkes, at vandmiljøplanerne har til formål at reducere udledningerne af næringsstoffer til det samlede vandmiljø fra grundvand over vandløb, søer, fjorde, kystnære områder til de åbne farvande. I vandløb, søer og de fleste fjorde er de danske bidrag helt dominerende og de samlede tilførsler derfor bestemt af danske udledninger. Debatten drejer sig derfor om de åbne farvande, hvor udenlandske tilførsler og havstrømme bidrager væsentligt med kvælstof. En opgørelse af kvælstoftilførslerne kræver en kvantificering af bidragene fra Østersøen og Skagerrak. De seneste opgørelser af dette findes i Rasmussen et al. (under trykning), hvor tilførslerne er opgjort for perioden 1974 til 1999 for området vist på Figur 28.1. Den sydlige afgrænsning er tærsklerne ved Drogden og Gedser-Darss, som danner den naturlige barriere for vandudvekslingen med Østersøen.

Den nordlige afgrænsning følger en linie fra Frederikshavn over Læsø til lidt syd for Gøteborg. Denne linie er valgt, fordi den ligger syd for Gøtaelvens udløb og syd for frontzonen mellem salt Nordsøvand og lavsalint Østersøvand. Området omfatter alle de områder, hvor iltsvind normalt forekommer, og er derfor velegnet til at se på sammenhænge mellem tilførsler og effekter i det marine miljø.



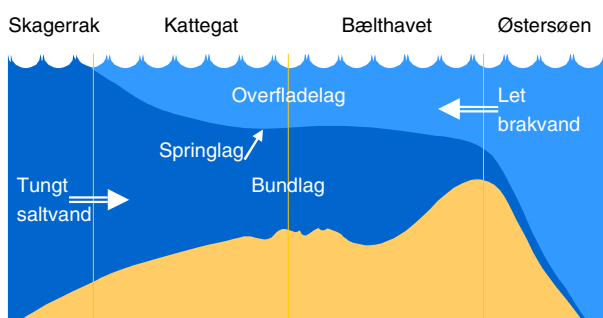
Figur 28.1 Figuren viser de indre farvande med dybdeforhold. Budgetberegningerne er lavet for området syd for Læsø og ned til Drogden i Øresund og linien Gedser-Darss. Omtegnet efter Aarup (1994).

Fokus i denne analyse er rettet mod de åbne havområder, hvorfor en række af de større fjorde (Limfjorden, Mariager Fjord, Randers Fjord, Isefjord/Roskilde Fjord) ikke indgår i budgetterne. Tilførslen af kvælstof fra land til de indre farvande opgøres derfor som den mængde, der passerer fjordmundingen, efter at kvælstoftilbageholdelsen i fjordene er fratrukket (Ærtebjerg et al. 1998, Rasmussen et al. i trykken). De resterende fjorde udgør en mindre del af den samlede kvælstoftilførsel, og der er ikke medtaget kvælstofretention for disse fjorde i beregningerne.

Analysen omhandler kun kvælstof. Det skyldes, at kvælstof er det primære begrænsende næringsstof for primærproduktionen (Granéli 1987, Granéli et al. 1990). I fjordene er både fosfor og kvælstof af betydning som begrænsende faktor for algevæksten, men i de åbne farvande er fosfor kun ganske kortvarigt begrænsende. Det er derfor rimeligt at antage, at der er en tæt kobling mellem kvælstoftilførsler, primærproduktion og effekterne af eutrofiering.

Beskrivelse af området

Området består af Bælthavet og Øresund, afgrænset mod Østersøen af tærsklerne ved Gedser-Darss og Dragør-Limhamn (Drogden). Nord for linien Sjællands Odde – Hasenøre på Djursland og Gilleleje-Kullen ligger Kattegat. Kattegat er naturligt opdelt i en vestlig lavvandet del (5-20 m) og en østlig dybere del (50-80 m) omkring en linie lige øst for Læsø og Anholt. De relativt store vanddybder i den østlige del af Kattegat forsætter ned i Øresund og Storebælt til tærsklerne ved Drogden og Gedser-Darss, hvor dybden kun er henholdsvis 8 m og 18 m (Figur 28.1 og Figur 28.2). Disse tærskler markerer den naturlige afgrænsning til Østersøen (Figur 28.2). Overfladearealet af hele området er 35.000 km² (Gustafsson 2000a).



Figur 28.2 Skitse af et nord-syd tværsnit i de indre farvande.

Østersøen har et ferskvandsoverskud på omkring 483 km³ om året (= Q) (Bergström et al. 2001), og modtager ca. det samme som indstrømmende tungt saltvand. Årligt strømmer der derfor omkring 2Q ud gennem de danske bæltter. Langt det meste går gennem Storebælt og Øresund. Salthol-

digheden i Østersøen er omkring 8 ved Bornholm, og vandet er derfor betydeligt lettere end det indstrømmende vand fra Skagerrak, hvor saltholdigheden ligger på omkring 33. Udstrømning fra Østersøen sker derfor i overfladen, og netto er overfladestrømmen derfor nordgående i området. Fra Skagerrak strømmer der ca. 2,7Q ind, som danner en sydgående bundstrøm (Andersson & Rydberg 1993). Undervejs sker der en opblanding, således at saltholdigheden i overfladen stiger til omkring 18-22 i det nordlige Kattegat.

Skellet mellem de to vandmasser kaldes springlaget, skillefladen eller den primære pyknoklin. I gennemsnit ligger det i ca. 13 m dybde, men varierende fra omkring 8 m dybde længst mod nord til 15-16 m dybde i det sydlige Bælthav. Kraftig vind vil forårsage en uddybning af overfladelaget, så springlaget rykker ned. Omvendt kan der i varmt og stille vejr dannes midlertidige temperatur-springlag over skillefladen. I det følgende antages, at skillefladen altid ligger i 13 m dybde, og at overfladelaget er fuldstændigt omrørt, dvs. homogent med hensyn til koncentrationer. Arealet ved skillefladen er 18.900 km².

Ovenstående beskrivelse dækker en normalsituation, dvs. hvor overfladestrømmen i Kattegat er nordgående, og fronten mellem Skagerrakvand og Kattegatvand ligger omkring eller lidt syd for Skagen. Længere varende kraftig nordvestenvind kan imidlertid ændre strømningsmønstret, så der skabes en såkaldt indstrømningshændelse, hvor vandstrømmen i Kattegat er sydgående i hele vandsøjlen. Så rykkes fronten sydpå, evt. helt ind i Østersøen, og salt Skagerrakvand strømmer ind i Østersøen. Dette sker med lange mellemrum, men når det sker, kan der være tale om store vandmængder. Hovedparten af indstrømningen på 1Q fra Bælthavet til Østersøen sker formodentlig ved sådanne hændelser. Det betyder, at normalsituationen er, at der strømmer 1,7Q og ikke 2,7Q ind fra Skagerrak som bundvand i Kattegat. Disse 1,7Q blandes så op i overfladevandet uden at strømme videre ind i Østersøen.

Den vertikale opdeling af vandsøjlen har stor betydning for stofomsætning, biologi og miljøforhold. Algevæksten foregår kun i det øvre lag og lige i skillefladen. Længere nede er der ikke lys nok til, at algerne kan vokse. Algerne producerer organisk stof, som sedimenteres ned gennem skillefladen. Sammen med produktionen af organisk stof produceres også ilt, men denne transporteres kun i meget ringe grad ned under skillefladen. Det sker ved diffusion, og når de to vandmasser blandes fx ved kraftig vind. I stedet for forsvinder overskuddet af ilt til atmosfæren. Tilsammen betyder det, at der er et overskud af organisk stof i forhold til ilt i bundvandet. Ilten i bundvandet

kommer hovedsageligt med bundstrømmen fra Skagerrak og har således en lang transportvej. Hvis iltforbruget til nedbrydningen af organisk stof overstiger tilførslen fra Skagerrak, falder iltkoncentrationen, og der kan opstå iltsvind i de dybere områder under skillefladen.

Tilførsler fra land

Årlige kvælstofudledninger fra Danmark, Tyskland og Sverige til de indre farvande i perioden 1989-96 blev opgjort af Ærtebjerg et al. (1998) og Rasmussen et al. (i trykken). Udledningerne fra Danmark til Kattegat, Øresund og Bælthavet inklusiv de tilstødende fjorde var opgjort gennem Vandmiljøplanens overvågningsprogram. En betydelig del af udledningerne til Kattegat sker gennem de tilstødende fjorde. For at få et mere realistisk mål for udledningerne til selve Kattegat, blev de månedlige transporter af kvælstof fra Limfjorden og Mariager Fjord modelberegnet af Nordjyllands Amt, og fra Randers Fjord af Århus Amt. Beregningerne viste en gennemsnitlig årlig tilbageholdelse af kvælstof i Limfjorden på 41%, i Mariager Fjord på 57% og i Randers Fjord på 12%. Der var ingen beregninger af kvælstoftransporten fra Roskilde Fjord og Isefjord til Kattegat. Bedømt ud fra fjordsystemets lange opholdstid blev kvælstofretentionen her sat til 80%. Det var ikke muligt at beregne retention for fjordene i Bælthavet. Mange af disse fjorde er små eller åbne med kort opholdstid uden væsentlig indflydelse på kvælstofbidraget til det åbne Bælthav. Tilbageholdelsen af kvælstof i større mere lukkede fjorde med længere opholdstid som Flensborg Fjord og Odense Fjord er ikke indregnet, hvorfor kvælstoftilførslen til det åbne Bælthav er lidt overestimeret (Ærtebjerg et al. 1998).

Oplysninger om årlige svenske udledninger af kvælstof via vandløb til henholdsvis Øresund og Kattegat i årene 1989-96 blev modtaget fra Sverige. For direkte udledninger fra punktkilder var der kun oplysninger for årene 1990, 1992 og 1995, de øvrige år blev estimeret ved interpolation (Ærtebjerg et al. 1998). I de svenske udledninger til Kattegat er Götaelven udeladt, idet den udmunder på

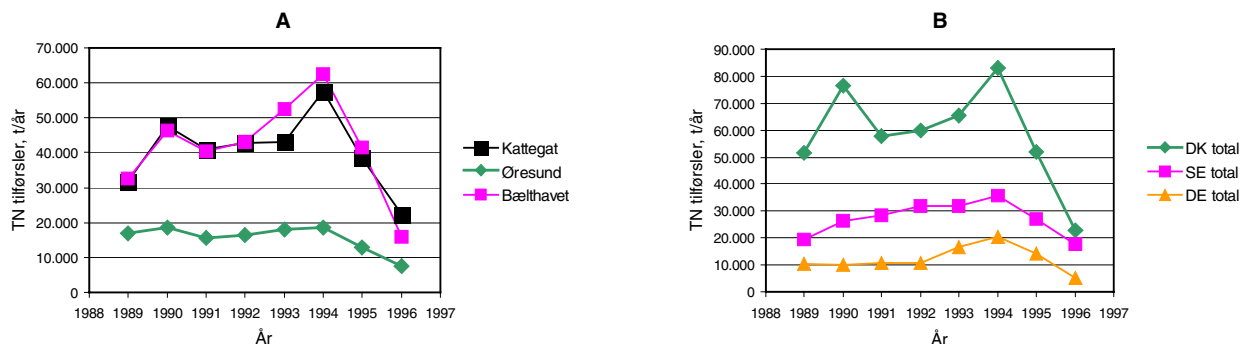
grænsen til Skagerrak, hvortil vandet føres tæt langs den svenske kyst, og udledningen har derfor normalt ingen indflydelse på forholdene i Kattegat syd for Læsø.

Fra Tyskland er der modtaget oplysninger om årlige kvælstofudledninger fra Schleswig-Holstein til det sydlige Bælthav. For Mecklenburg-Vorpommern er de årlige kvælstofudledninger beregnet ud fra oplysninger om månedlige udledninger via de 5 vandløb, der dækker afstrømningsområdet til Mecklenburg Bugt. Direkte punktkilder fra Mecklenburg-Vorpommern er ubetydelige og er ikke medregnet (Ærtebjerg et al. 1998).

Variationen i kvælstoftilførslerne fra land mellem årene fremgår af Figur 28.3 og følger variationen i ferskvandsafstrømningen. Derfor er tilførslerne størst i det meget våde år 1994 og mindst i det ekstremt tørre år 1996. På grund af relationen til ferskvandsafstrømningen er tilførslerne størst i vinterperioden. I middel for årene 1989-96 tilførtes de indre farvande 54% af årstilførslen i de 4 måneder november - februar, og 46% i planktonalgernes vækstperiode marts - oktober.

Tilførsler fra atmosfæren

Tilførslerne af uorganiske kvælstofnæringsalte fra atmosfæren til overfladelaget i de indre farvande er beregnet med en depositionsmodel. De bedste estimater for depositionen foreligger for årene 1999-2001, idet der for denne periode foreligger forbedrede emissionsopgørelser og klimadata, og en mere detaljeret model er brugt (Ellermann et al. 2002). Middeldepositionen på de indre farvande er beregnet til 52.000 t år⁻¹ for perioden 1999-2001. Dette er 17% højere end de oprindelige beregninger for perioden 1989-96. Ved direkte målinger er der observeret et fald i depositionen over perioden 1989-2001, som dog ikke er signifikant. År til år variationen i nedbør og deposition og usikkerheden på modelberegningerne taget i betragtning, skønnes det rimeligt at anvende gennemsnittet 1999-2001 også for perioden 1989-96, da de seneste beregninger er mest pålidelige.



Figur 28.3 De årlige direkte tilførsler fra land af total-N til de indre farvande i perioden 1989-96 er fordelt på A) de 3 hovedafsnit af de indre farvande, og B) de 3 omgivende lande. I tilførslerne til Kattegat er taget hensyn til retention af kvælstof i de tilstødende danske fjorde.

Transport af kvælstof fra Østersøen og Skagerrak

Transporter af kvælstof til og fra de indre farvande er opgjort i flere analyser. Andersson & Rydberg (1993) gennemførte en målekampagne i det nordlige Kattegat i 1984-1988. Under HAV-90 projekter blev kvælstoftransporten til Kattegat opgjort og analyseret af Hansen et al. (1990 og 1994b). Senere er middeltransporter for perioden 1974-1999 beregnet af Rasmussen & Gustafsson (i trykken), og endelig har DHI beregnet årlige nettotransporter i perioden 1999-2001 med Farvandsmodellen for det Marine Fagdatacenter. I det følgende er de forskellige analyser gennemgået, og de relevante resultater er sammenstillet i *Tabel 28.1* og *Tabel 28.2*.

Datagrundlag

I perioden 1984-88 blev en målekampagne af strømhastighed og koncentrationer gennemført, som betød, at næringssalttransporten mellem Læsø og Sverige kunne bestemmes på baggrund af målinger (Andersson & Rydberg 1993). Med dette datamateriale var det muligt at opstille relationer mellem salinitet og hhv. vinter- og sommertransporter af både TN og DIN. Målingerne viste også, at hovedindstrømningen foregik øst for Læsø, mens hovedudstrømningen fandt sted vest for Læsø. Da man imidlertid ikke havde målinger af næringssaltkoncentrationer vest for Læsø, kunne den totale udadgående næringssalttransport ikke beregnes. Den årlige indadgående transport af TN til Kattegat er angivet i *Tabel 28.1*.

Under HAV-90 programmet blev der gennemført to analyser af kvælstoftransporten mellem Østersøen og Skagerrak. I den første analyse blev vandføringen gennem de indre farvande beregnet med den såkaldte Gedser-Hornbæk relation for vandstandsforhold og vandføringer, samt den antagelse at udstrømningen fra Østersøen fordeler sig 7:3:1 mellem Storebælt, Øresund og Lillebælt (Hansen et al. 1990, Christensen et al. 1998). Kvælstoftransporten blev beregnet ved at kombinere vandføringer med målinger af TN. Resultaterne fra denne beregning er vist i *Tabel 28.1*.

Senere i HAV-90 blev vandtransporten mellem Østersøen og Skagerrak beregnet igen med en tolags hydrodynamisk model kombineret med et procesmodul for omsætning af uorganisk og organisk bundet kvælstof (Hansen et al. 1994b). Modellen blev opsat for et standardår, dvs. at modellens rand- og drivdata er udvalgt, så de beskriver middelvariationen over et år. På begge rande gælder det, at transporten til modelområdet er bestemt af modellens randbetingelser, hvorimod transporter ud af området er beregnet med modellens procesbeskrivelse. Det betyder, at størstedelen af transporten over Østersøranden, hvor transportretningen fortrinsvis er nordpå ind i modelområdet, er givet ved randbetingelsen på denne rand. Omvendt er den udadgående transport over Skagerrakranden primært baseret på modellens procesbeskrivelse. De beregnede stoftransporter er angivet i *Tabel 28.1*.

Tabel 28.1 Sammenfatning af forskellige analyser af årlige transporter for total kvælstof (TN). Alle tal er i 1.000 tons kvælstof år⁻¹. Positive transporter er fra syd mod nord, negative er fra nord mod syd.

Årlig TN-transport	Kattegat			Østersøen		
	indstrømning	udstrømning	netto	indstrømning	udstrømning	netto
Andersson & Rydberg (1993)	-328					
Hansen et al. (1990), Christensen et al. (1998)	-390	570	180	-220	370	150
Hansen et al. (1994b)	-428	666	238	-40	155	115
Rasmussen & Gustafsson (i trykken)	-223	410	187	-86	217	131
Farvandsmodellen						
1999			148			122
2000			166			172
2001			95			88

Tabel 28.2 Sommer og vinter TN og DIN-transporter beregnet af Rasmussen & Gustafsson (i trykken). Alle tal er i 1.000 tons N. Positive transporter er fra syd mod nord, negative er fra nord mod syd.

TN Årstid	Kattegat			Østersø		
	indstrømning	udstrømning	netto	indstrømning	udstrømning	netto
Sommer, marts-oktober	-145	250	105	-46	130	84
Vinter, november-februar	-78	160	62	-40	87	47

Rasmussen & Gustafsson (i trykken) har beregnet de gennemsnitlige stoftransporter for perioden 1974-1999 med en hydrodynamisk model, der beskriver vand- og salttransporten gennem de indre farvande (Gustafsson 2000a og b). I modellen er de indre farvande inddelt i 6 bassiner, og strømmingen mellem de 6 bassiner er beskrevet med relevante fysiske procesbeskrivelser og drevet af vandstandsvariation, vind og ferskvandstilførsel til Østersøen. Lagdelingen i hvert af de 6 bassiner ændrer sig i tid afhængigt af påvirkningen fra blanding og udveksling med omgivende bassiner. Den dynamiske beskrivelse af lagdelingen giver en god overensstemmelse mellem målte og beregnede saliniteter i alle 6 bassiner. I de indre farvande eksisterer desuden et konsistent empirisk forhold mellem salinitet og næringssaltkoncentrationer for hver af årets 12 måneder. Disse relationer for DIN og TN er blevet kombineret med den modellerede salttransport, hvorved middelvælstoftransporten for henholdsvis vinter (november - februar) og sommerperioden (marts - oktober) er beregnet for perioden 1974-1999. De beregnede transportere er vist i *Tabel 28.1* og *Tabel 28.2*.

I det marine overvågningsprogram indgår beregninger af vand- og stoftransporter baseret på Farvandsmodellen (DHI 1999, 2000 og 2001). Farvandsmodellen er en tredimensional (3D) hydrodynamisk model, som giver vandtransporterne. Næringssalttransporter er derefter beregnet efter samme princip, som blev anvendt i Rasmussen & Gustafsson (i trykken). Farvandsmodellen er blevet anvendt til at beregne stoftransporter i perioden 1999-2001 og er vist i *Tabel 28.1*.

Diskussion

Der er ikke udført et komplet sæt målinger af sammenhørende værdier af strømhastighed og koncentrationer, og det er ikke muligt direkte at måle kvælstoftransporter. Det er derfor nødvendigt at anvende matematiske modeller for vandets strømning og kombinere dette med målinger eller beregninger af koncentrationer for at beregne transporten. I den metode ligger der en usikkerhed både på beregningen af strømhastighed, på koncentrationsmålinger, som har en begrænset tidslig og rumlig opløsning, og på parringen af de to målinger.

De sammenstillede analyser viser en udvikling både i metode og i mængde af data, der har været til rådighed for analysen. I de første bestemmelser af kvælstoftransporterne, der blev udført under HAV-90 programmet, var det fysiske modelgrundlag begrænset af både tilgængelighed af indgangsdata og den regnekraft, der var til rådighed. De meget dynamiske forhold i de indre farvande var relativt dårligt beskrevet, og da relativt sjældne men store indstrømningshændelser er vigtige for

den totale transport, giver det en betydelig usikkerhed. Det hydrodynamiske modelgrundlag er senere blevet væsentligt forbedret, både i form af Gustafssons model (Gustafsson 2000a og b) og med Farvandsmodellen, som er en egentligt 3D model. Stoftransporterne beregnet med Farvandsmodellen viser, som ventet, store år til år variationer. Et budget baseret på middelværdier fra tre år er derfor ikke repræsentativt. Derfor er det vurderet, at middeltransporterne for perioden 1974-1999, beregnet af Rasmussen & Gustafsson (i trykken), p.t. udgør det bedste datagrundlag, og disse tal er lagt til grund for budgetberegningerne. Det skal dog bemærkes, at de fleste af bruttotransporterne i Rasmussen & Gustafsson (i trykken) er lavere end de øvrige værdier, især for transporten sydpå fra Skagerrak. Sammenligner man nettotransporten, er der dog en rimelig overensstemmelse. Her ligger værdierne fra Rasmussen & Gustafsson (i trykken) mindre end 2% fra middelværdien af de 4 sæt målinger.

Opblanding

Cirkulationsmønsteret i de indre farvande betyder, at omkring 2/3 af det Skagerrakvand, der strømmer ind i bundlaget i det nordlige Kattegat, bliver opblandet til overfladevandet på vej sydpå. Det sker ved kraftige opblandingshændelser, når det blæser meget, og ved blanding som følge af bundfriktion i de mere lavvandede områder. Vandtransporten af den samlede opblanding i de indre farvande er omkring $1,7Q$ eller $820 \text{ km}^3 \text{ år}^{-1}$. Det er vanskeligt at bestemme, hvordan opblandingen varierer geografisk eller over året, og da kvælstofkoncentrationen i bundlaget også varierer i både tid og rum, er det vanskeligt at beregne transporten af kvælstof fra bundlaget op i overfladelaget pga. opblanding. Vurderet ud fra middelkoncentrationerne af TN i bundvandet, som er omkring $20 \mu\text{mol TN l}^{-1}$, er transporten 230.000 tons N pr. år.

Total og biotilgængeligt kvælstof

Kvælstof findes i havet som uorganiske næringsstoffer (nitrit, nitrat og ammonium, sum = DIN), som opløste organiske stoffer (DON) og indbygget i organismer, fx bakterier og alger eller døde organiske partikler (PON). Opløst N_2 medtages ikke i målinger og påvirker ikke budgettet (se dog diskussionsafsnit om kvælstoffixering). Kvælstof i uorganiske partikler (PIN) er normalt uden betydning. Summen af kvælstofforbindelser (total kvælstof eller TN) er summen af alle former undtagen N_2 og mineralsk N. Fytoplankton kan umiddelbart optage de uorganiske næringsstoffer, og ved remineralisering frigøres kvælstof igen som ammonium. Summen af opløste uorganiske kvælstofforbindelser og kvælstof bundet i organiske partikler udgør puljen af biologisk aktivt kvælstof.

Kvælstof bundet i opløste organiske forbindelser findes især i humusstoffer. De stammer især fra terrestriske planter og udvaskes til havmiljøet med nedbøren, men kan også dannes fra marine planter. Det sker ved en humificeringsproces, hvor simple organiske stoffer danner mere komplekse forbindelser bl.a. ved fotokemiske processer. Humusstoffer er meget komplekse forbindelser med varierende kulstof:kvælstof forhold. Noget kan delvist nedbrydes fotokemisk, og noget kan nedbrydes bakterielt. I starten, når humusstoffer når det akvatiske miljø og udsættes for lys, sker der en vis nedbrydning, men over tid falder nedbrydningshastigheden, efterhånden som de mere labile stoffer er væk. Man vil derfor forvente, at humusstoffer fra overfladevand er meget langsomt nedbrydelig, men humusstoffer fra land eller som kommer op fra dybt vand er noget mere labilt.

Der findes et enkelt forsøg (Kaas et al. 1994), hvor man eksperimentelt har prøvet, hvor meget af kvælstoffet algerne kan optage, men det er vanskeligt at designe et forsøg, som efterligner de komplekse forhold i vandsøjlen. I stedet kan man beregne den biologisk aktive kvælstofpulje ud fra summen af uorganiske kvælstofforbindelser plus det, som er bundet i organiske partikler. Det sidste kan beregnes ud fra klorofylkoncentrationen og ved at antage et C:Chl forhold på 50 og et C:N forhold på 6. Dermed kan man beregne et BioN:TN forhold for det vand, som strømmer ind fra Østersøen og Skagerrak.

Tabel 28.3 viser, at BioN/TN-forholdet i Østersø vandet varierer mellem 0,06 og 0,17 med en tidsvægtet middelværdi på 0,11. De laveste værdier forekommer om sommeren, hvor DIN-koncentrationen er meget lav pga. en aktive algevækst. Meget af det kvælstof, som optages i alger, vil sedimentere ud fra overfladelaget og dermed nedbringe BioN/TN-forholdet i sommerperioden. Eksperimentelle målinger viste et BioN/TN-forhold mellem 0,11 og 0,18 med en middelværdi på 0,15 (Kaas et al. 1994). I budgetberegningerne bruges middelværdien mellem de to estimater på 0,11 og 0,15, dvs. 0,13.

I Skagerraks bundvand er BioN/TN-forholdet højere, primært pga. højere DIN-koncentrationer. Også her variere forholdet over sæsonen med de laveste værdier om sommeren. Det indikerer, at vandet tidligere har været overfladevand, hvor der har været en aktiv algevækst. Den tidsvægtede middelværdi er 0,30. Da det er bundvand, antages det, at noget af DON-puljen er nedbrydelig, når den kommer op i lys. BioN/TN-forholdet forhøjes derfor med 10% af 0,7 (= 1-BioN-fraktion), og BioN/TN-forholdet bliver dermed 0,37. Eksperimentelle målinger viste et BioN/TN-forhold mellem 0,32 og 0,54 med en middelværdi på 0,43. I

budgetberegningerne bruges derfor en værdi på $(0,37 + 0,43)/2 = 0,4$.

I afstrømning fra land udgør DIN omkring 80% af kvælstoffet i Danmark. Under antagelse af, at 50% af de resterende 20% i DON og PON er nedbrydeligt, bliver BioN/TN-forholdet 0,9. Det antages at være det samme for tyske landbaserede tilførsler. I det svenske afstrømningsområde er en større del af arealet skov og udyrket land, som har et mindre udslip af DIN. BioN/TN for de svenske landbaserede tilførsler sættes derfor til 0,8. Atmosfærisk deposition indeholder omkring 85% DIN og 15% DON, men det meste DON er fx urea, som nemt omsættes. Vi antager derfor, at alt kvælstof for atmosfærisk deposition er biologisk aktivt.

Tabel 28.3 Middelkoncentrationer for 1998-2001 i $\mu\text{mol l}^{-1}$ af total kvælstof (TN), uorganisk kvælstof (DIN), partikelbundet kvælstof (PON), sum af DIN og PON (BioN) og forholdet mellem biologisk aktivt kvælstof og total kvælstof.

Overfladevand fra Østersøen, Arkona, 0-10 m dybde					
	TN	DIN	PON	BioN	BioN/TN
dec. – feb.	24	3,5	0,6	4,1	0,17
maj – sept.	25	0,1	1,4	1,5	0,06
okt. – nov.	22	0,7	2,0	2,7	0,13
tidsvægtet middel	24	1,2	1,3	2,5	0,11
Bundvand fra Skagerrak-nordlige Kattegat, 1998-2001, salinitet > 30					
	TN	DIN	PON	BioN	BioN/TN
dec. – feb.	22	10	0,5	11	0,49
maj – sept.	16	2,1	1,0	3,1	0,19
okt. – nov.	18	3,9	1,0	4,8	0,27
Tidsvægtet middel	18	4,9	0,9	5,8	0,30

Sedimentation

Sedimentation af partikler fra overfladelaget til bundlaget fører samtidig kvælstof med sig. Partiklerne kan fx være alger, fækalier fra vandlopper og aggregater af organiske partikler. I Tabel 28.4 er vist en række målinger fra de indre farvande.

Tabel 28.4 Sedimentation i $\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

Sydlig Kattegat	april - oktober 1989	37
	marts - september 1990	29
Øst for Læsø	5 dage, august 2000	15
	5 dage, primo maj 2001	16
	5 dage, ultimo maj 2001	42
	5 dage, august 2001	37
	Middelværdi	28
Århus Bugt	maj 1990 - maj 1991	33
Middelværdi		31

Sedimentationsraterne varierer mellem 15 og 42 mg N m⁻² d⁻¹ i korttidsforsøg, men som middelværdi over længere perioder ligger værdierne relativt ens mellem 28 og 37 mg N m⁻² d⁻¹ med en middelværdi på 31 mg N m⁻² d⁻¹. Denne værdi er brugt i budgetberegningerne.

Denitrifikation og begravelse af kvælstof

Der findes ganske få publicerede data for denitrifikationsaktiviteten i Kattegat. Rysgaard et al. (2002) har som de eneste i nyere tid udført målinger i området. Datasættet omfatter målinger på 8 stationer indsamlet i maj 2000. Denitrifikationsraten i Kattegat varierede i denne periode mellem 4 og 272 kg N km⁻² md⁻¹. Den gennemsnitlige denitrifikationsrate var 139 ± 38 kg N km⁻² md⁻¹. Værdierne ligger tæt på rater fra tilsvarende områder i Østersøen: 64-277 kg N km⁻² md⁻¹ (Tuominen et al. 1998) og Nordsøen: 98-132 kg N km⁻² md⁻¹ (Lohse et al. 1996).

Denitrifikation beregnet ud fra bundtypespecifik aktivitet (Rysgaard et al. 2001) er ca. 30.000 t N år⁻¹ for området under springlaget og 26.000 tons N år⁻¹ for området over springlaget. Det må formodes, at der kan forekomme årstidsvariation i denitrifikationsaktiviteten, og estimatet af den årlige denitrifikation for Kattegat er derfor behæftet med stor usikkerhed. På baggrund af den eksisterende viden på området er det dog det bedste skøn.

Begravelse i sedimentet er bestemt ud fra eksisterende Pb²¹⁰ dateringer (Christian Christiansen, KU. pers. com.) på 61 stationer i Kattegat/Skagerrak og Bornholmer Dybet. Det samlede tab ved begravelsen under springlaget i de indre farvande er estimeret til 47.000 t N år⁻¹ under antagelse af samme begravelse pr. areal, som gælder for hele området, hvor de 61 stationer er samlet ind. Det antages, at der ikke sker nogen permanent begravelse over springlaget, hvor der er omrøring og derfor periodvis resuspension.

Kvælstofbudget for de indre farvande

Et kvælstofbudget består af en opgørelse af alle kvælstoftransporter til og fra området og omsætningen af kvælstof inden for området. Dette kan gøres med forskellig tidsmæssig opløsning, for forskellige former af kvælstof og med forskellig detaljeringsgrad for de processer, som medtages. Her har vi valgt at præsentere et års budget med de væsentligste processer for henholdsvis TN og biologisk aktivt kvælstof. En række mindre betydende processer er omtalt i diskussionsafsnittet.

Delbudgetter for overfladelag - bundlag

Tilførslerne til overfladelaget kommer fra land, fra atmosfærisk deposition og fra Østersøen. Endelig tilføres der kvælstof ved opblanding af bundvand. Tabsprocesserne er udstrømningen til Skagerrak,

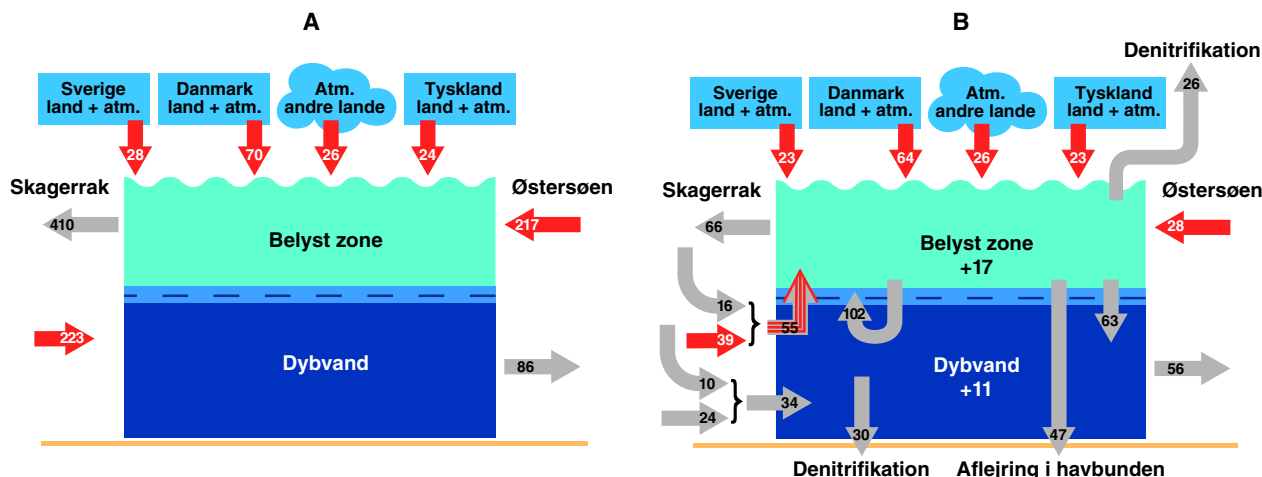
sedimentation af partikler gennem springlaget til bundlaget og denitrifikation i bunden over springlaget. Der findes estimater for alle processer, undtagen transporten af kvælstof med opblanding af bundvand.

Tilførslerne til bundlaget kommer fra Skagerrak og ved sedimentation af partikler gennem springlaget. Tabsprocesserne er udstrømning til Østersøen, denitrifikation, permanent begravelse og endelig opblanding til overfladelaget. Lige som for overfladelaget har vi estimater for alle processer på nær opblandingen (*Figur 28.4B*)

Hvis man antager, at ændringerne i vandmassens puljer over året er ubetydelige, skal delbudgetterne for henholdsvis overfladelag og bundlag være i balance. Dette kan næsten opnås for TN-budgettet med en kvælstoftransport ved opblanding på 278.000 tons år⁻¹. Der bliver da et underskud på 5-6.000 tons kvælstof i begge budgetter, idet der er et samlet underskud på 11.000 tons. Dette er omkring 2% af det samlede budget, og budgettet må derfor siges at balancere. For det biologisk aktive kvælstof er der imidlertid et samlet overskud på 28.000 tons, eller omkring 10%. En blanding på 280.000 tons giver dog et overskud på 43.000 biologisk aktivt kvælstof i overfladelaget og et underskud på 15.000 tons i bundlaget. Hvis transporten af TN ved opblanding i stedet sættes til 240.000 tons år⁻¹, er overskuddet af biologisk aktivt kvælstof ligelig fordelt mellem de to vandmasser. *Figur 28.4B* viser transporten af kvælstof under denne antagelse, og den efterfølgende beregning af de forskellige eksterne kilders betydninger bygger på disse tal.

Det er valgt, at opnå en tilnærmet balance i delbudgetterne ved at justere på transporten af kvælstof ved opblanding, da der ikke findes noget estimat af denne transport i den undersøgte periode. En transport pga. af opblanding på 240.000 tons stemmer dog med den beregnede transport ud fra vandføring og middelkoncentrationen af TN i bundvandet på 230.000.

Der er meget betydelige usikkerheder på alle estimater, måske undtaget tilførslerne fra land, som er relativt godt bestemt. Der er derfor ikke gjort noget forsøg på at afstemme budgetterne, eller forklare det samlede underskud for TN og det samlede overskud for biologisk aktivt kvælstof. Man kan blot konstatere, at med ovenstående estimater for alle delprocesser, som bygger på alle tilgængelige målinger, er der ikke noget inkonsistent forhold i budgetterne, og de må derfor antages at være den p.t. bedste beskrivelser af kvælstofomsætningen i området.



Figur 28.4 Figuren viser transport og processer for kvælstof i de indre farvande i 1.000 tons pr år. A) viser tilførsler af total kvælstof uden hensyntagen til recirkuleringsprocesser (se tekst). B) viser et budget for biologisk aktivt kvælstof for hvert af de to lag af vandsøjlen og inklusive recirkulering af kvælstof i området nord for Læsø. Røde pile: Eksterne tilførsler. Grå pile: interne processer eller tabsprocesser. For hvert lag af vandsøjlen er angivet den årlige balance med de anvendte transport.

Transport af kvælstof fra Skagerrak til overfladelaget

Den eneste eksterne tilførsel, som ikke sker direkte til overfladelaget, er den, som kommer fra Skagerrak. Den sker primært til bundvandet, og kun en andel af den blandes op i overfladelaget. Yderligere stammer en del af dette kvælstof fra Kattegat/Bælthavet, og er således ikke en ekstern kilde. Hvis man skal vurdere den relative betydning af de forskellige eksterne kilder, er det derfor nødvendigt at se på, hvor stor en del den eksterne tilførsel af kvælstof fra Skagerrak, som når overfladelaget.

Der er to kilder af kvælstof til bundlaget, sedimentation og tilførsel fra Skagerrak. Hvis man antager, at kvælstoffet fra de to kilder er homogent fordelt, kan transporten af kvælstof ved opblanding fordeles på de to kilder i forhold til deres størrelse (Figur 28.4B). Her antages det, at den permanente begravelse sker fra partikler, som sedimenterer uomsat ned gennem bundlaget. Dvs. at fordelingen mellem kvælstof fra sedimentation og fra Skagerrak sker efter, at den mængde kvælstof, som går til permanent begravelse, er trukket fra den samlede sedimentation gennem springlaget (Figur 28.4B). Man får dermed et forhold på $89.000 / (165.000 + 89.000) = 0,35$ mellem tilførslen fra sedimentation og tilførsel fra Skagerrak (Figur 28.4B). Det betyder, at af den samlede tilførsel til overfladelaget ved opblanding på 157.000 tons stammer 35% eller 55.000 fra Skagerrak. Af den samlede tilførsel fra Skagerrak på 89.000 tons biologisk aktivt kvælstof er det altså kun 55.000 tons, eller ca. 60%, som blandes op i overfladelaget. Resten tabes ved denitrifikation eller føres videre ind i Østersøen. Af den samlede mængde kvælstof, som tilføres overfladelaget ved opblanding, kommer således ca. 1/3 (55.000 tons) fra Skagerrak, og 2/3 (102.000 tons) er kvælstof, som oprindeligt stammer fra overfladelaget, men som har været

'nede og vende' i bundlaget.

I områder mellem Læsø og Skagen ligger fronten, hvor overfladevandet fra Kattegat møder Skagerrakvandet. Her er der en høj primærproduktion (Heilmann et al. 1994) og antagelig også en høj sedimentation af organisk stof. Vi ved fra undersøgelser af bunddyr, at faunaen er særlig rig i dette område (Josefson & Conley 1997). Denne sedimentation tilfører organisk bundet kvælstof til det indstrømmende Skagerrak vand. Hvis man antager, at sedimentationen i dette område er dobbelt så høj som gennemsnittet for Kattegat, og at arealet er 3% af det samlede areal, så tilføres der 11.000 tons N til bundstrømmen. Samtidig sker der en vis opblanding af de to vandmasser, både i denne zone og længere ude i Skagerrak. Vi antager, at 20% af vandet, som strømmer ind som bundvand over den nordlige rand, stammer fra Kattegat. Begge processer betyder, at noget af det kvælstof, som kommer ind med bundstrømmen ved den nordlige rand, stammer fra Kattegat og derfor ikke er en ekstern kilde. Samlet stammer 30% af det kvælstof, som kommer ind med bundstrømmen fra Skagerrak til Kattegat, fra Kattegat og er derfor ikke en ekstern kilde. De resterende 70% kommer fra Nordatlanten og fra Nordsøen (Figur 28.4).

Relativ fordeling af eksterne kilder

Ud fra ovenstående budgetter kan man beregne de eksterne kilder og deres relative fordeling (Tabel 28.5). Tabellen viser fordelingen af tilførslerne af total kvælstof og biologisk aktivt kvælstof. De to første kolonner er de samlede eksterne tilførsler, dvs. uden at der tages hensyn til lagdelingen og dermed, at tilførslen fra Skagerrak ikke udelukkende er en ekstern tilførsel og kun delvist påvirker omsætningen i overfladelaget (Figur 28.4B). For TN kommer 3/4 fra havstrømme og 1/3 er tilførsler fra land og atmosfærisk deposition fra Dan-

mark, Sverige og Tyskland (lokale tilførsler). Danmarks andel er 12% af de samlede eksterne tilførsler og omkring halvdelen af de lokale tilførsler. For det biologisk aktive kvælstof er Danmarks andel 25% og ca. halvdelen af de lokale tilførsler. Tilførslerne fra Skagerrak og især Østersøen er af mindre betydning, når man ser på biologisk aktivt kvælstof, fordi en stor del af kvælstoffet er bundet i humusforbindelser.

Den sidste del af *Tabel 28.5* viser fordelingen efter, at effekten af lagdelingen af vandsøjlen er indregnet. Her falder betydningen af Skagerraks bidrag, fordi kun 44% af det kvælstof, som kommer ind fra Skagerrak, er en ekstern tilførsel, som når op i overfladelaget. Dermed er bidragene fra Skagerrak og Østersøen tilsammen ca. 1/3 af det biologisk aktive kvælstof, tilførslerne fra Danmark 1/3 og den sidste tredjedel kommer fra andre lokale tilførsler, dvs. Sverige og Tyskland, og med atmosfærisk deposition fra andre lande.

Diskussion

Datagrundlag

Ovenstående sammenstilling af kvælstoftilførslerne til de indre farvande er baseret på alle de målinger og beregningsestimater, som har været tilgængelige i efteråret 2002. Der er betydelige usikkerheder på mange af værdierne, og værdierne er ikke i alle tilfælde fra samme periode. Det ideelle ville være at sammenstille værdier for en længere årrække med sammenhørende målinger. Dette er ikke praktisk muligt, da data ikke findes. Fx er der ikke foretaget systematiske målinger af denitrifikation og sedimentation. Den mulighed kun at bruge værdier for et år er heller ikke hensigtsmæssig, da klimavariationer mellem årene kan betyde store forskydningen mellem de forskellige tilførsler. Fx er tilførslerne fra land meget afhængige af nedbørsoverskuddet. Vi er derfor henvist til at sammenstille de data, som findes i et repræsentativt budget for en årrække, og i fortolkningen at være opmærksomme på hvordan forskel i tidsperioder og andre forhold vil påvirke resultatet.

Fremover vil der løbende ske forbedringer af datagrundlaget, som kan ændre på beregningerne af den relativ fordeling.

Geografisk variation

Beregningerne viser et gennemsnit for området vist på *Figur 28.1* og dækker dermed det meste af de indre farvande. Inden for området vil der være en variation i betydningen af de enkelte kilder. Den gennemsnitlige opholdstid for vandet er 3-6 måneder, men med store variationer (Rohde 1998, Gustafsson 2000a). Hovedparten af udstrømningen fra Østersøen passerer gennem Storebælt og Øresund. Vandet fra Øresund forsætter som en overfladestrøm op langs den svenske østkyst (Rohde 1998), hvor det modtager vand fra svenske vandløb og opblanding af Skagerrakvand. I Øresund og den østlige dybe del af Kattegat må man derfor antage, at Østersøen, Skagerrak og landbaserede kilder i Sverige og Østsjælland dominerer kvælstoftilførslen. Vandet fra Storebælt strømmer nordpå op i det centrale Kattegat og ud i Skagerrak (Rohde 1998), for en stor dels vedkommende antagelig vest om Læsø (Andersson & Rydberg 1993). I dette område er den procentvise fordeling antagelig tilnærmet den, som gælder for hele området, dvs. som vist i *Tabel 28.5*. I den lavvandede vestlige del af Kattegat er gennemstrømningen mindre og vandets opholdstid antagelig længere. Hovedparten af den danske landbaserede tilførsel sker til dette område, lige som den atmosfærisk deposition er størst mod vest. Man må derfor antage, at den danske del af tilførslerne her er over gennemsnittet på 32%. Længst mod sydvest i Lillebælt og det sydlige Bælthav er det tyske og danske kilder, der dominerer tilførslerne sammen med atmosfærisk deposition.

Tidsmæssig variation

Kvælstofbudgettet i dette afsnit er for et helt år, mens hovedparten af algevæksten sker i perioden marts – oktober. Man må derfor antage, at kvælstoftilførsler i denne periode, eller evt. nogle måneder før, påvirker produktionen mest.

Tabel 28.5 Eksterne kvælstoftilførsler til de indre farvande i 1.000 tons N pr. år.

	Hele vandsøjlen				Overfladelaget	
	Total N		Biologisk aktivt N		Biologisk aktivt N	
	x1000 tons år ⁻¹	%	x1000 tons år ⁻¹	%	x1000 tons år ⁻¹	%
Danmark – land	60		54			
– atmosfære	10		10			
Danmark i alt	70	12	64	25	64	32
Sverige – land	25		20			
– atmosfære	3		3			
Sverige i alt	28	5	23	9	23	11
Tyskland – land	11		10			
– atmosfære	13		13			
Tyskland i alt	24	4	23	9	23	11
Atmosfærisk deposition fra andre lande	26	4	26	10	26	13
Østersøen	217	37	28	11	28	14
Skagerrak	223	38	89	35	39	19
Total	588		253		203	

Tilførslerne fra land har en markant årstidsvariation, hvor tilførslerne pr. måned er dobbelt så høje om vinteren som om sommeren. Tilførslerne af total kvælstof med havstrømme er nogenlunde ens året rundt, men tilførslerne af biologisk aktivt kvælstof med havstrømme er kun 50-66% af midelværdien om sommeren og har dermed en mindre betydning end det, som fremgår af *Tabel 28.5*. Dermed får de atmosfæriske tilførsler en større vægt om sommeren, da de har en tendens til at være størst i sensommeren. Samlet er det derfor muligt, at et årsbudget, som beregnet her, i nogen grad undervurderer effekterne af atmosfærisk deposition af kvælstof i forhold til de andre kilder.

Samlet vurdering af tilførsler

Østersøen bidrager med betydelige mængder total kvælstof, men det meste er bundet i humusstoffer, som ikke påvirker den biologiske omsætning. Kun 13% er biologisk tilgængelig på årsbasis, og i vækstperioden er det kun omkring 6%. Det skyldes, at meget af det biologisk aktive kvælstof allerede er optaget og sedimenteret ud af vandsøjlen, inden det når de indre farvande. Det kvælstof, der er bundet i humus, kan frigøres ved fotokemisk og bakteriel nedbrydning, men det er antagelig meget begrænset, hvad der sker under passagen af de indre farvande, som varer 3-6 måneder, i forhold til Østersøens opholdstid på 25-30 år.

Skagerrak bidrager med store mængder total kvælstof, og ca. 40% er biologisk aktivt. Det er dog kun omkring 60% af det kvælstof, som kommer ind til bundlaget, som transporteres videre op i overfladelaget. Resten forsvinder ved denitrifikation eller transporteres ind i Østersøen. Transportberegningerne tyder på, at størstedelen af opblandingen finder sted i Kattegat (jf. *Kapitel 19*). Det betyder, at en stor del af kvælstoffet fra Skagerrak tilføres i den nordlige del af området, og dermed har relativt kort opholdstid, inden det føres nordpå ud af området med overfladestrømmen. Det har dermed en kortere opholdstid end de øvrige kvælstofkilder, og dets betydning er derfor relativt mindre, end det som fremgår af *Tabel 28.5*.

Den atmosfæriske deposition sker fortrinsvis mod syd og vest i området, og med en overvægt på sommerperioden. Det er 100% biologisk aktivt og har derfor et stort potentiale for at stimulere produktionen.

Andre forhold

I budgettet har vi forsøgt at medtage alle de forhold, hvor der findes data. Der er dog en række processer, som ikke er beskrevet.

Blågrønner (cyanobakterier) kan fikserer N_2 , som findes som opløst gas i vandet. Ved denne proces

tilføres der biologisk aktivt kvælstof til systemet. Blågrønner er almindeligt forekommende i Østersøen og ofte dominerende om sommeren. I perioder med østlig vind og varmt vejr kan de brede sig ind i området omfattet af budgettet. Her vil de ofte gå til grunde, da de ikke trives ved den højere saltholdighed. Det må derfor formodes, at deres bidrag til de samlede kvælstoftilførsler er begrænset, da de kun forekommer i korte perioder og ikke trives særlig godt, men der findes ikke data for deres fiksering, når de forekommer i de indre farvande. I Østersøen udgør de en betydelig kvælstofkilde til systemet.

Ved fiskeri fraføres der kvælstof, og ud fra de samlede fangster og standardværdier for kvælstofindhold udgør det omkring 1.500 tons N $år^{-1}$. Noget af dette vil være fisk, som har optaget deres kvælstof uden for området, men der vil omvendt også være en 'eksport' af fisk, som optager kvælstof i området og derefter svømmer væk.

I budgettet mangler der en proces, hvor organisk bundet men biologisk aktivt kvælstof fx i proteiner fotokemisk omdannes til ikke biologisk aktivt kvælstof, såkaldt humificering. Det kan evt. forklare det overskud af biologisk aktivt kvælstof, som er i budgettet.

Konklusion

Ovenstående beregninger viser, at det er muligt at opstille et rimeligt balanceret kvælstofbudget for de indre farvande. Der er store usikkerheder på nogle af de brugte værdier, specielt denitrifikation, permanent begravelse, sedimentation og opblandning. Det er derfor muligt, at budgettet i fremtiden skal ændres, når datagrundlaget forbedres.

Budgettet viser, at de eksterne tilførsler domineres af tilførslerne fra Østersøen og Skagerrak, som udgør $\frac{3}{4}$ af de samlede tilførsler. Dette billede ændres, når man ser på biologisk aktivt kvælstof, dvs. det som er relevant for den biologiske omsætning. Pga. den lav andel af biologisk aktivt kvælstof, specielt i vandet fra Østersøen, falder betydningen af kvælstof, som tilføres med havstrømme fra 75 til 46%. Dette er dog uden hensyntagen til, hvor meget af det kvælstof, som tilføres fra Skagerrak, som er en ekstern kilde og som kommer op i overfladelaget, hvor det kan indgå i algevæksten. Når man tagen hensyn til, at kun ca. 60% blandes op i overfladelaget, og at en del af det er kvælstof, som stammer fra udstrømmende Kattegatvand, finder man, at $\frac{1}{3}$ af det biologisk aktive kvælstof, som tilføres de indre farvande, kommer med havstrømme fra Østersøen og Skagerrak, $\frac{1}{3}$ kommer fra Danmark og den sidste $\frac{1}{3}$ kommer fra andre lande, først og fremmest Sverige og Tyskland.

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) og ordforklaringerne på www.natur.dk. Ordlisten er desuden suppleret af medarbejdere fra M-FDC.

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.

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

Bentisk - de processer og organismer, der er knyttet til bunden, er bentiske.

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

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 - havbundens evne til at holde på det meget giftige svovlbrinte, der under iltfrie forhold produceres af bakterier ved nedbrydningen af organisk stof.

Bundfauna - dyr som lever på og i havbunden.

C

Celle - en celle er den mindste komplekse del af en organisme. Cellen består af en kerne med arvemateriale, som ligger i cellevæsken eller cytoplasma, omgivet af en cellemembran. Blågrønner 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.

D

DEHP - diethyl hydrogen phthalat, 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.

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

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 vokser på (substrat), uden at den tager næring fra værtsplanten.

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

Eutrofiering – at tilføre næringsstoffer, dvs. at gøre et området 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.

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.

Fosfat (PO₄) – er et vigtigt fosforholdigt næringsstof og den kemiske form planter optager deres fosfor i.

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

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

Fouling-organismer – dyr eller plante 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

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 vandområdet vandtemperaturer og saltindholdigheder. 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 – udvikling af tvekønnethed hos snegle pga. TBT-inducerede hormonforstyrrelser. Hunnerne udvikler penis og/eller sædleder i tillæg til hunnens normale kønsorganer.

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 – den omsætning, tilførsel eller transport, der foregår indenfor et givent vandlag eller et givent geografisk område, fx en fjord.

Intersex – udvikling af tvekønnethed hos fx snegle og fisk pga. hormonforstyrrelser. Hos den almindelige strandsnegl sker der en decideret omdannelse af hunnens normale kønsorganer til hanlige kønsorganer, idet ægsækken omdannes hen imod en hanlig prostatakirtel.

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 µg C pr. liter).

Kvalitetsmålsætninger – konkrete miljømål for tilstanden i et vandområde. Typiske kvalitetsmål er sommerrmiddelkoncentration 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 næringsstofftab 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).

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

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

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

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.

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

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.

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

Normalisator – en parameter der kan anvendes til at forudsige det "naturlige" indhold af analyser.

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).

Opportunistiske arter – betegner de arter, der kommer først, når et levested er genstand for kolonisering af dyr og planter – eksempelvis er mange skadedyr og ukrudtsplanter opportunistiske, fordi de er i stand til hurtigt at kolonisere de nye levesteder, som mennesket skaber.

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.

Organotinforbindelser – en række kemiske forbindelser med tin bundet til kulbrinter. Anvendes som antisvampemiddel og i nogle skibsmalinger som antibegroningsmiddel.

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 – polyaromatiske hydrocarboner, tjærestoffer. Den tunge del af råolie.

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

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

P – se fosfor.

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

Picoplankton – planktonorganismer med størrelse mindre end 0,002 mm (2 µm).

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

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.

Redoxforhold – evne til at optage eller afgive elektroner (udtrykkes i mV). Bestemmes fx i havbunden ved at måle potentialeforskelle mellem brintelektrode og platin-elektrode placeret i hhv. vandet og bunden. Positivt potentiale viser oxiderende 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.

Rekruttering – den tilgang af nye individer, der er til en bestand, kaldes rekrutteringen.

Remineralisering – nedbrydning af organisk stof til uorganiske forbindelser.

Respiration – ånding.

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

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

S

Salinitet – se saltholdighed.

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

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

Settling – betegner overgangen fra et larvestadium i de frie vandmasser til et liv på bunden. Ynglen fra mange af de dyr, der lever på bunden, starter med et planktonisk stadium (se også plankton).

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%).

Sigt dybde – 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 – 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.

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

Taksonomiske grupper – samling af arter i grupper ud fra deres slægtskabsforhold.

TBT – tributyltin. Se organotin.

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.

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).

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 Vandmiljøplanen med fokus på yderligere virkemidler til begrænsning af udvaskning fra dyrkede arealer.

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).

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.

Hvor kan jeg læse mere?

I det følgende er en oversigt over pjecer, rapporter og bøger mv. om havmiljøet i de danske farvande. Der er desuden henvisninger til hjemmesider med informationer om miljø- og naturforhold i havet samt om arbejdet med sikring af et renere havmiljø, både nationalt og internationalt.

Temarapporter og pjecer mv.

- Christensen, P.B. et al. 2002: Stofomsætning i havbunden. Temarapport fra DMU, nr. 42/2002.
- Foverskov, S. et al. 1999: Bundmaling til skibe – et miljøproblem. Temarapport fra DMU, nr. 30/1999.
- Kaas, H. et al. 1999: Giftige alger og algeopblomstringer. Temarapport fra DMU, nr. 27/1999.
- Miljøstyrelsen 2000: På vej mod et renere havmiljø. Miljøtema.
- Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Temarapport fra DMU, nr. 28/1999.
- Paaby, H. & Møhlenberg, F. (1996): Kvælstofbelastning af havmiljøet. Temarapport fra DMU, nr. 9/1996.

Sammenfattende faglige rapporter og bøger

- Christensen, P.B. F. 1996: Havmiljøet under forandring? Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 61.
- Fyns Amt 2000: Fyns Vandmiljø – status over 25 års indsats og resultater.
- HELCOM 2001: 4th Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea 1994-1998. Baltic Sea Environment Proceedings No 82. Helsinki Commission.
- Lomstein, B. 1999: Havmiljøet ved årtusindskiftet. Olsen & Olsen – Fredensborg.
- OSPAR 2000: Quality Status Report 2000, Region II - Greater North Sea. OSPAR Commission.
- Rabalais, N.N. & Turner, R.E. 2001: Coastal Hypoxia: Consequences for Living Resources and Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies 58. AGU, Washington, D.C.

Andre fagdatacenterrapporter

- Andersen, J.M. et al. 2002: Vandmiljø 2002. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. – Faglig rapport fra DMU, nr. 423.
- Bøgestrand, J. (red.) 2002: Vandløb og kilder 2001. NOVA-2003. – Faglig rapport fra DMU, nr. 422.
- Ellermann, T. et al. 2002: Atmosfærisk deposition 2001. – Faglig rapport fra DMU, nr. 418.
- Bøgestrand, J. 2002: Landovervågningsoplande 2001. – Faglig rapport fra DMU, nr. 420.
- Jensen, J.P. 2002: Søer 2001. – Faglig rapport fra DMU, nr. 421.
- Miljøstyrelsen 2002: Punktkilder 2001.
- GEUS 2002: Grundvandsovervågning 2001

Rapporter fra amterne og Københavns Kommune

- Bornholms Amt 2002: Vandmiljøovervågning – Havet 2001.
- Frederiksborg Amt 2002: Overvågning af det sydlige Kattegat 2001.
- Frederiksborg Amt & Roskilde Amt 2002: Overvågning af Roskilde Fjord 2001.
- Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Københavns Kommune & Roskilde Amt 2002: Overvågning af Øresund 2001.
- Frederiksborg Amt, Roskilde Amt & Vestsjællands Amt 2002: Isefjord 2001.
- Fyns Amt 2002: Kystvande 2001. Vandmiljøovervågning.
- Lillebæltssamarbejdet: Fyns Amt, Sønderjyllands Amt & Vejle Amt 2002: Vandmiljøovervågning, Lillebælt 2001.
- Limfjordsovervågningen: Ringkøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt 2002: Vandmiljø i Limfjorden 2001.
- Nordjyllands Amt, Ringkøbing Amt & Ribe Amt 2002: Åbne farvande langs vestkysten 2001.
- Nordjyllands Amt & Århus Amt 2002: Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 2001 – Tilstand og udvikling.
- Ribe Amt & Sønderjyllands Amt 2002: Vadehavet 2001.
- Ringkøbing Amt 2002: Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord 2001.
- Storstrøms Amt 2002: Havmiljø 2001.
- Sønderjyllands Amt 2002: Vandmiljøovervågning 2001 – Aabenraa Fjord, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord.
- Vejle Amt 2002: Overvågning af kystvande 2001.
- Vestsjællands Amt 2002: Fjorde, kystnære områder og åbne farvande 2001.
- Århus Amt 2002: Århus Bugt 2001.

Nyttige hjemmesider

- www.dmu.dk/1_om_dmu/2_afdelinger/3_hav/ – DMU's sider om bl.a. overvågning af havet.
- <http://m-fdc.dmu.dk> – Det Marine Fagdatacenters hjemmeside.
- www.mst.dk/vand/03000000.htm – Miljøstyrelsens sider om havmiljø.
- www.sns.dk – Skov- og Naturstyrelsens sider.
- www.helcom.fi – Helsingfors Kommissionens sider om havmiljøet i Østersøen.
- www.ospar.org – Oslo-Paris Kommissionens sider om bl.a. Nordsøen, Skagerrak og Kattegat.
- www.natur.dk – et netsted om Danmarks miljø og natur og dens dyr og planter.

Forfatteroplysninger m.v.

Rapporten 'Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling' er udarbejdet af en lang række af de personer, som er tilknyttet det Marine Fagdatacenter (M-FDC) ved Danmarks Miljøundersøgelses Afdeling for Marin Økologi (MAR). Desuden har medarbejdere fra afdelingerne for hhv. Atmosfærisk Miljø (ATMI) og Ferskvandsøkologi (FEVØ) bidraget til rapporten.

Oplysning om hvem der har skrevet de enkelte kapitler eller bidraget her til, fremgår af oversigten til højre herfor.

Forordet og afsnittene 'Forfatteroplysninger', 'Ordlister' og 'Hvor kan jeg læse mere?' er udarbejdet af Jesper Andersen og Gunni Ærtebjerg m.fl.

Et udkast til rapport har været sendt i høring hos de øvrige involverede i det marine overvågningsprogram, dvs. amterne og Københavns Kommune samt hos Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen og fagdatacentre for Stofudvaskning fra Dyrkede Arealer, Grundvand, Ferskvand, Hydrometri, Luftkvalitet og Hydrologiske Punktkilder.

Rapporten har desuden været underkastet et eksternt fagligt review af Benni W. Hansen, Institut for Biologi og Kemi, Roskilde Universitetscenter (RUC). De indkomne bemærkninger til udkastet til rapport er vurderet af M-FDC og er i stort omfang indarbejdet i den endelige rapport.

M-FDC ønsker at takke lektor, Ph.D. Benni W. Hansen, Institut for Biologi og Kemi, RUC for faglig kommentering af rapporten. M-FDC takker desuden amterne og Københavns Kommune for i) en høj gennemførelsesprocent i forhold til det aftalte prøvetagningsprogram, ii) dataoverførsel, iii) rapportering samt iv) kommentering af rapporten. Endelig takkes Havkontoret i Miljøstyrelsen og Hav- og Habitatkontoret i Skov- og Naturstyrelsen for kommentering af rapporten.

Kapitel	Forfattere
Summary (in English)	Gunni Ærtebjerg, MAR Colin Stedmon, MAR
1. Indledning	Jesper Andersen, MAR Gunni Ærtebjerg, MAR
<i>Del 1</i>	
2. Klimatiske forhold	Trine Christiansen, MAR
3. Vand- og stoftransporter	Trine Christiansen, MAR
4. Landbaserede stoftilførsler	Niels Bering Ovesen, FEVØ
5. Atmosfærisk kvælstofdeposition	Ole Hertel, ATMI Thomas Ellermann, ATMI Carsten Ambelas Skjøth, ATMI
6. Næringsstofkoncentrationer	Jacob Carstensen, MAR
7. Plankton	Peter Henriksen, MAR Torkel Gissel Nielsen, MAR
8. Iltforhold	Gunni Ærtebjerg, MAR
9. Bundvegetation	Tina Maria Greve, MAR Dorte Krause-Jensen, MAR Karsten Dahl, MAR
10. Bundfauna	Alf Josefsen, MAR Jørgen Hansen, MAR Jens Kjerulf Petersen, MAR
11. Sedimentkemi	Henrik Fossing, MAR
12. Tungmetaller i muslinger og fisk	Martin M. Larsen, MAR
13. Miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk	Britta Pedersen, MAR
14. Effektmonitoring af TBT	Jakob Strand, MAR
<i>Del 2</i>	
15. Udvikling i klimatiske forhold	Trine Christiansen, MAR
16. Udvikling i landbaserede stoftilførsler	Niels Bering Ovesen, FEVØ
17. Udvikling i atmosfærisk kvælstofdeposition	Ole Hertel, ATMI Thomas Ellermann, ATMI Carsten Ambelas Skjøth, ATMI
18. Udvikling i næringsstofkoncentrationer	Jacob Carstensen, MAR
19. Udvikling i næringsstoftransporter	Trine Christiansen, MAR
20. Udvikling i plankton	Peter Henriksen, MAR Stiig Markager, MAR
21. Udvikling i iltforhold	Gunni Ærtebjerg, MAR Jacob Carstensen, MAR
22. Udvikling i bundvegetation	Tina Maria Greve, MAR Dorte Krause-Jensen, MAR Karsten Dahl, MAR
23. Udvikling i bundfauna	Alf Josefsen, MAR Jørgen Hansen, MAR
<i>Del 3</i>	
24. Tilstand, udvikling og målsætningsopfyldelse	Gunni Ærtebjerg, MAR
25. Konklusion	Jesper Andersen, MAR Gunni Ærtebjerg, MAR
<i>Del 4</i>	
26. Ciliaten <i>Myrionecta rubra</i> i danske farvande	Peter Henriksen, MAR Jacob Carstensen, MAR Torkel Gissel Nielsen, MAR
27. Miljøfarlige stoffer i muslinger: Fordele og ulemper ved normalisering	Britta Pedersen, MAR Ingela Dahllöf, MAR Martin M. Larsen, MAR
28. Kvælstofbudget for de indre farvande	Stiig Markager, MAR Gunni Ærtebjerg, MAR Trine Christiansen, MAR Jacob Carstensen, MAR Nils Risgaard-Petersen, MAR Søren Rysgaard, MAR
<i>Bilag</i>	
Bilag 1	Jacob Carstensen, MAR Stiig Markager, MAR Peter Henriksen, MAR Dorte Krause-Jensen, MAR
Bilag 2	Alf Josefsen, MAR Niels Bering Ovesen, FEVØ

Referencer

- Aarup, T. 1994: Satellite imagery of Danish and neighbouring waters. – Havforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 52, 154 pp.
- Andersen, J.M. et al. 2002: Vandmiljø 2002. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Danmarks Miljøundersøgelser. 56 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 423. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Andersson, L. & Rydberg, L. 1993: Exchange of water and nutrients between the Skagerrak and the Kattegat. – Estuarine, Coastal and Shelf Science 36: 159-181.
- Bang, M.S. 2002: Histologiske undersøgelser af det hunlige kønsapparat hos *Neptunea antiqua* som udviser TBT-induceret imposex. – Specialrapport fra Københavns Universitet, Zoologisk Institut.
- Bergström, S., Alexanderson, H., Carlsson, B., Josefsson, W., Karlsson K.-G. & Westring, G. 2001: Climate and hydrology of the Baltic Basin. – In: Wulff, F. Rahm, L. & Larsson, P. (Eds.); A system analysis of the Baltic Sea. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 75-112.
- Bøgestrand J. (red.) 2001: Vandløb og kilder 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 120 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 378. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Båmstedt, U., JH Fosså, MB Martinussen & A Fosshagen (1998) Mass occurrence of physonect siphonophore *Apoecia uvaria* (Lesueur) in Norwegian Waters. Sarsia 83: 79-85.
- Cappelen, J. & Jørgensen, B.V. 2002: Danmarks klima 2001 med tillæg om Færøerne og Grønland. – Online Technical Report 02-01. Danish Meteorological Institute.
- Christensen, P.B., Møhlenberg, F., Lund-Hansen, L.C., Borum, J., Christiansen, C., Larsen, S.E., Hansen, M.E., Andersen, J. & Kirkegaard, J. 1998: The Danish marine Environment: Has Action Improved its State? – Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 62.
- Davenport, J., Moore, P.G., Magill, S.H. & Fraser, L.A. 1998: Enhanced condition in dogwhelks, *Nucella lapillus* (L.) under mussel hummocks. – Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 230: 225-234.
- DHI 1999-2001: Farvandsmodellen. Hydrografi og stoftransport. Rapporter til DMU.
- Ellermann, T., Hertel, O., Kemp, K. & Monies, C. 2002: Atmosfærisk deposition 2001. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 418. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.
- Fenchel, T. 1968: On “red water” in Isefjord (Inner Danish waters) caused by the ciliate *Mesodinium rubra*. – Ophelia 5: 245-253.
- Fyns Amt 2001: Kystvande 2000. Vandmiljøovervågning. Natur- og Vandmiljøafdelingen, Fyns Amt.
- Granby, K. 1987: Levels of hydrocarbons and chlorinated compounds in the Danish sea area, 1985-1986. Report of the Marine Pollution Laboratory, Denmark. No. 12. 22 pp.
- Granéli, E. 1987: Nutrient limitation of phytoplankton biomass in a brackish water bay highly influenced by river discharge. – Estuarine, Coastal and Shelf Science 25: 555-565.
- Granéli, E., Wallström, K., Larsson, U., Granéli, W. & Elmgren, R. 1990: Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea. – Ambio 19: 142-151.
- Greve, T.M. & Borum, J. 2000: Årsager til massedød i ålegræsbestande. – Vand og Jord 1: 36-39.
- Gustafsson, B.G. 2000a: Time-dependent modeling of the Baltic entrance area. 1. Quantification of circulation and residence times in the Kattegat and the straits of the Baltic sill. – Estuaries 23 (2): 231-252
- Gustafsson, B.G. 2000b: Time-dependent modeling of the Baltic entrance area. 2. Water and salt exchange of the Baltic Sea. – Estuaries, 23 (2): 231-252
- Gustafsson B.G. & Andersson, H.C. 2001. Modeling the exchange of the Baltic Sea from the meridional atmospheric pressure difference across the North Sea. – Journal of Geophysical Research 106: 19731-19744.

- Gustafsson, D.E., Stoecker, D.K., Johnson, M.D., Van Heukelem, W.E. & Sneider, K. 2000: Cryptophyte algal are robbed of their organelles by the marine ciliate *Mesodinium rubra*. – Nature 405 (6790): 1049-1052.
- Hansen, B., Bjørnsen, P.K. & Hansen, P.J. 1994: Prey size selection in planktonic zooplankton. – Limnology and Oceanography 39: 395-403.
- Hansen, I.S., Ærtebjerg, G., Jørgensen, L.A. & Pedersen, F.B. 1990: Analyse af ilt-sænkning i Kattegat, Bælthavet og V. Østersø. – Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 1.
- Hansen, I.S., Ærtebjerg, G., Richardson, K., Heilmann, J., Olesen, O.V. & Pedersen, F.B. 1994b: Kvælstofreduktioners effekt på iltforhold i indre danske farvande. – Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 29.
- Hansen, J.L.S., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christiansen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M. & Pritzl, G. 2000: Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 333.
- Heilmann, J.P., Richardson, K. & Ærtebjerg, G. 1994: Annual distribution and activity of phytoplankton in the Skagerrak/Kattegat frontal region. – Marine Ecology Progress Series 112: 213-223.
- Henriksen, P., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Conley, D., Dahl, K., Dahllöf, I., Hansen, J.L.S., Josefson, A., Larsen, M.M., Lundsgaard, C., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Krause-Jensen, D., Middelboe, A.-L., Risgaard-Petersen, N., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Glasius, M., Pritzl, G. & Gustafsson, B.G. 2001: Marine områder 2000 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 110 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 375. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Holmer, M. & Bundgaard, E.J. 2001: Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. – Aquatic Botany 70: 29-38.
- Hurrell, J.W. 1995: Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: Regional temperatures and precipitation. – Science 269: 676-677.
- Jonsson, P.R. & Tiselius, P. 1990: Feeding behavior, prey detection and capture efficiency of the copepod *Acartia tonsa* feeding on planktonic ciliates. – Marine Ecology Progress Series 60: 35-44.
- Josefson, A. & Conley, D.J. 1997: Benthic response to a pelagic front. – Marine Ecology Progress Series 147: 49-62.
- Kaas, H., Møhlenberg, F., Forbes, V. & Pedersen, B. 1994: Biotilgængelighed af kvælstof og fosfor. – Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 40, 43 pp.
- Kaas, H. & Markager, S.S. 1998: Teknisk anvisning for marin overvågning. – Er tilgængelig på følgende internetadresse: http://www.dmu.dk/1_om_dmu/2_tvær-funk/3_fdc_mar/programgrundlag/tekanv/tekniskanvisning-indledning.doc
- Kemp K. & Palmgren, F. 2002: Det landsdækkende luftkvalitetsprogram (LMP). Årsrapport for 2001. Danmarks Miljøundersøgelser. http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/aq_aar/a01/Imprapdk.pdf
- Krainer, K.-H. & Foissner, W. 1990: Revision of the genus *Askenasia* Blochmann, 1895, with proposal of two new species, and description of *Rhabdoaskenasia minima* N. G., N. Sp. (Ciliophora, Cyclotrichida). – Journal of Protozoology 37: 414-427.
- Lawrence, D.R. & Scott, G.I. 1982. The determination and use of condition index of oysters. – Estuaries 5 (1): 23-27.
- Leblanc, G.A. 1995: Trophic level differences in the bioconcentration of chemicals - Implications in assessing environmental biomagnification. – Environmental Science and Technology 29: 154-160.
- Levinsen, H. & Nielsen, T.G. 2002: The trophic role of marine pelagic ciliates and hetero-trophic dinoflagellates in arctic and temperate coastal ecosystems: A cross latitude comparison. – Limnology and Oceanography 47: 427-439.
- Lindholm, T. 1985: *Mesodinium rubra* - a unique photosynthetic ciliate. – Advances in Aquatic Microbiology 3: 1-48.
- Lindholm, T. & Mörk, A.-C. 1990: Depth maxima of *Mesodinium rubra* (Lohmann) Hamburger & Buddenbrock - examples from a stratified Baltic Sea inlet. – Sarsia 75: 53-64.

- Lohse, L., Kloosterhuis, H., van Raaphost, W. & Helder, W.W. 1996: Denitrification rates as measured by the isotope pairing method and by the acetylene inhibition technique in continental shelf sediments of the North Sea. – *Marine Ecology Progress Series* 132: 169-179.
- Metcalf-Smith, J.L., Comba, M.E., Kaiser, K.L.E. & de Solla, S.R. 2002: A comparison of methods for normalizing residues of organic contaminants in Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*), with implications for biomonitoring programs. – *Water Quality Research Journal of Canada* 37(2): 429-444.
- Middelboe, A. 2000: Patterns of species richness and abundance in macroalgal communities in coastal waters. – Ph.D. afhandling. Københavns Universitet.
- Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447 af 5. september 1985: Bekendtgørelse om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler.
- Miljøstyrelsen 1984: Npo-redegørelse.
- Miljøstyrelsen 2000: NOVA-2003. Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. – Redegørelse fra Miljøstyrelsen, 1/2000.
- Montagnes, D.J.S. & Lynn, D.H. 1989: The annual cycle of *Mesodinium rubra* in the waters surrounding the Isles of Shoals, Gulf of Maine. – *Journal of Plankton Research* 11: 193-201.
- Møhlenberg, F. 1995: Regulation mechanisms of phytoplankton growth and biomass in a shallow estuary. – *Ophelia* 42: 239-256.
- Møhlenberg, F. 1999: Effect of meteorology and nutrient load on oxygen depletion in a Danish micro-tidal estuary. *Aquatic Ecology* 33: 55-64.
- Naustvoll, L.-J., Dahl, E., Danielsen, D., Aure, J., Skogen, M. & Budgell, P. 2002: *Chattonella* i Skagerrak - en ny trussel for opdrætsnæringen? I: Fosså, J.H. (Red.): Havets miljø 2002. – Fisken og havet, særnummer 2-2002. Havforskningsinstituttet, pp. 126-129.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002: Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. – *Estuaries* 5: 1025-1032.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. 1994: Patch dynamics of eelgrass, *Zostera marina*. – *Marine Ecology Progress Series* 106 (1-2): 147-156.
- Orban, E., Di Lena, G., Nevigato, T., Casini, I., Marzetti A. & Caproni R. 2002: Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. – *Food Chemistry* 77: 57-65.
- OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC). The Hague, 25-29 November 1996, Oslo and Paris Commissions, 1998.
- Petersen, J.K., Schou, O., Thor, P. 1997: In situ growth of the ascidian *Ciona intestinalis* (L.) and the blue mussel *Mytilus edulis* in an eelgrass meadow. – *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 218 (1): 1-11.
- Phillips, D.J.H. & Rainbow, P.S. 1994: Biomonitoring of trace aquatic contaminants. – *Environmental Management Series*, Chapman & Hall, 371 pp.
- Rasmussen, B. & Gustafsson, B.G. (in press): Nutrient pools and fluxes at the entrance to the Baltic Sea, 1974-1999. – *Continental Shelf Research*.
- Rasmussen, B., Gustafsson, B.G., Stockenberg, A. & Ærtebjerg, G. (in press): Nutrient loads, advection and turnover at the entrance to the Baltic Sea. – *Journal of Marine Systems*.
- Rhode, J. 1998: The Baltic and North Seas: a process-oriented review of the physical oceanography. – In: Robinson, A.R. & Brink, K.H. *The Sea*. Vol 11: 699-732.
- Riemann, B., Sørensen, H.M., Bjørnsen, P.K., Horsted, S.J., Jensen, L.M., Nielsen, T.G. & Søndergaard, M. 1990: Carbon budgets of the microbial food webs in estuarine enclosures. – *Marine Ecology Progress Series* 65: 159-170.
- Rysgaard, S., Fossing, H. & Mark-Jensen, M. 2001: Organic matter degradation through oxygen respiration, denitrification, manganese-, iron-, and sulfate reduction in marine sediments (the Kattegat and the Skagerrak). – *Ophelia* 55(2): 77-91.
- Sand-Jensen, K., Middelboe, A.L., Krause-Jensen, D., Christensen, P.B. & Nielsen, K. 1997: Ålegræssets udbredelse. – *Vand og Jord* 5: 210-213.

- SAS/STAT (1999). User's guide, Version 8. SAS Institute, Cary, North Carolina, USA.
- Seebach, P. 2002: *Penilia avirostris*, Dana 1852. Ny marin dafnieart i danske farvande. – Poster ved det 11 Havforskermøde, Århus, januar 2002.
- SFT 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens Forurensningstilsyn (SFT), Oslo, Norge. Veiledning nr. 97:03.
- Smith, B. & Wilson, B. 1996. A consumers guide to evenness indices. – *Oikos* 76:70-82.
- Smith, W.O. & Barber, R.T. 1979: A carbon budget for the autotrophic ciliate *Mesodinium rubrum*. – *Journal of Phycology* 15: 27-33.
- Szefer, P. & Szefer, K. 1990: Metals in molluscs and associated bottom sediments of the southern Baltic. – *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 44: 411-424.
- Tuominen, L., Heinänen, A., Kuparinen, J. & Nielsen, L.P. 1998: Spatial and temporal variability of denitrification in the sediments of the northern Baltic Proper. – *Marine Ecology Progress Series* 172: 13-24.
- Turner, J.T., Tester, P.A. & Ferguson, R.L. 1988: The marine cladoceran *Penilia avirostris* and the microbial loop of pelagic food webs. – *Limnol. Oceanogr.* 33(2): 245-255.
- de Wilde P.A.W. 1975: Influence of temperature on behaviour, energy metabolism and growth of *Macoma baltica* (L). – In: Barnes, H. (Ed.); Proceedings of the Ninth European Marine Biology Symposium, Aberdeen University Press, Aberdeen, pp. 239-256.
- Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Conley, D., Dahl, K., Hansen, J., Josefson, A., Kaas, H., Markager, S., Nielsen, T.G., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Hertel O., Skov, H. & Svendsen, L.M. 1998: Marine områder. Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. 248 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 254.

[tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi
Projektchef for det akvatiske område*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2002

- Nr. 388: Microorganisms as Indicators of Soil Health. By Nielsen, M.N. & Winding, A. 82 pp., 90,00 DKK
- Nr. 389: Naturnær skovrejsning – et bæredygtigt alternativ? Af Aude, E. et al. 47 s. (elektronisk)
- Nr. 390: Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande – eksempel fra Randers Fjord. Vandrammedirektiv-projekt. Fase II. Af Nielsen, K. et al. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 391: Biologiske effekter af råstofindvinding på epifauna. Af Lisbjerg, D. et al. 54 s. (elektronisk)
- Nr. 392: Næringssaltbegrænsning af makroalger i danske kystområder. Et samarbejdsprojekt mellem Ringkøbing Amt, Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Århus Amt, Ribe Amt, Sønderjyllands Amt, Fyns Amt, Roskilde Universitetscenter og Danmarks Miljøundersøgelser. Af Krause-Jensen, D. et al. 112 s. (elektronisk)
- Nr. 393: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 2000/2001. Af Asferg, T. 34 s., 40,00 kr.
- Nr. 394: Søerne i De Østlige Vejler. Af Jeppesen, E. et al. 90 s., 100,00 kr.
- Nr. 395: Menneskelig færdsels effekt på rastende vandfugle i saltvandssøen. Af Laursen, K. & Rasmussen, L.M. 36 s., 50,00 kr.
- Nr. 396: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1999-2000. Af Møller, P. et al. 53 s. (elektronisk)
- Nr. 397: Effekt af lystfiskeri på overvintrende troldænder i Store Kattinge Sø. Af Madsen, J. 23 s. (elektronisk)
- Nr. 398: Danske duehøges populationsøkologi og forvandling. Af Drachmann, J. & Nielsen, J.T. 51 s., 75,00 kr.
- Nr. 399: NEXT 1998-2003, Pesticider 1 i drikkevand. Samlet rapport over 3 præstationsprøvningsrunder. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 400: Population Structure of West Greenland Narwhals. A Multidisciplinary Approach. By Riget, F. et al. 53 pp. (electronic)
- Nr. 401: Dansk tilpasning til et ændret klima. Af Fenger, J. & Frich, P. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 402: Persistent Organic Pollutants in Soil, Sludge and Sediment. A Multianalytical Field Study of Selected Organic Chlorinated and Brominated Compounds. By Vikelsøe et al. 96 pp. (electronic)
- Nr. 403: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2001/02 i Danmark. Wing Survey from the 2001/02 hunting season in Denmark. Af Clausager, I. 62 s., 50,00 kr.
- Nr. 404: Analytical Chemical Control of Phtalates in Toys. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Products. By Rastogi, S.C., Jensen, G.H. & Worsøe, I.M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 405: Indikatorer for Bæredygtig Transport – oplæg til indhold og strategi. Af Gudmundsen, H. 112 s., 100,00 kr.
- Nr. 408: Blykontaminering af havfugle i Grønland fra jagt med blyhagl. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 31 s. (elektronisk)
- Nr. 409: The State of the Environment in Denmark 2001. Bach, H., Christensen, N. & Kristensen, P. (eds). 368 pp., 200,00 DKK
- Nr. 411: Satellite Tracking of Humpback Whales in West Greenland. Dietz, R. et al. 38 pp. (electronic)
- Nr. 412: Control of Pesticides 2001. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T. Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp. (electronic)
- Nr. 413: Vegetation i farvandet omkring Fyn 2001. Af Rasmussen, M.B. 138 s. (elektronisk)
- Nr. 418: Atmosfærisk deposition 2001. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)
- Nr. 419: Marine områder 2001 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Af Ærtebjerg, G. (red.) (elektronisk)
- Nr. 420: Landovervågningsoplande 2001. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (elektronisk)
- Nr. 421: Søer 2001. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. (elektronisk)
- Nr. 422: Vandløb og kilder 2001. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (elektronisk)
- Nr. 423: Vandmiljø 2002. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 56 s., 100,00 kr.

[Tom side]

Som konsekvens af reducerede udledninger af næringsstoffer er de senere års positive udvikling i miljøtilstanden i fjorde og kystvande fastholdt i 2001 med klarere vand, lavere næringsstofkoncentrationer samt mindre produktion og mængde af planktonalger. Den samme udvikling ses også i de åbne indre farvande, men mindre udpræget. Derimod er der endnu ingen generel forbedring i hyppigheden af iltsvind, ålegræssets udbredelse, eller bunddyrsamfundenes tilstand. Både ålegræssets dybdeudbredelse og bunddyrsamfundene i fjorde og kystvande synes begrænset af tilbagevendende iltsvind. Koncentrationer af tungmetaller i muslinger svarer til 'ubetydeligt til moderat forurenet', men koncentrationerne af polyaromatiske olieforbindelser (PAH) og tributyltin (TBT) fra skibsbundmalinger er så høje, at biologiske effekter må forventes. Hormonforstyrrelser pga. TBT hos havsnegle er da også udbredt i danske kystvande - hos følsomme arter endog i den åbne Nordsø. Koncentrationerne af klorerede miljøfarlige stoffer er lavere, men fortsat på niveauer hvor effekter på miljøet ikke kan udelukkes. Kvalitetsmålsætningerne er kun opfyldt i ganske få farvandsområder. De væsentligste årsager er effekter af næringsstoffer, forekomst af iltsvind og effekter af TBT.