

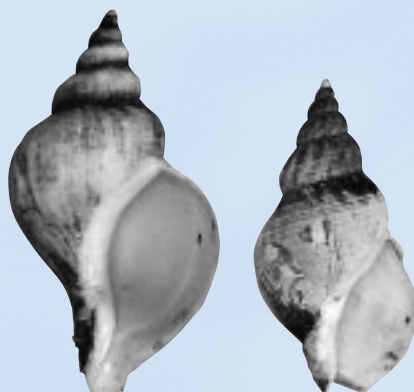


Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

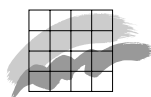
Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1998

Faglig rapport fra DMU, nr. 290



Det Marine Fagdatacenter

[Tom side]



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1998

*Faglig rapport fra DMU, nr. 290
1999*

*Stiig Markager
Torkel Gissel Nielsen
Jacob Carstensen
Daniel Conley
Karsten Dahl
Jørgen Hansen
Peter Henriksen
Alf Josefson
Martin M. Larsen
Britta Pedersen
Bjarke Rasmussen
Jacob Strand
Gunn Ertbjerg
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi*

*Henrik Fossing
Jens Sund Lauersen
Afdeling for Sø- og Fjordøkologi*

*Ole Hertel
Henrik Skov
Afdeling for Atmosfærisk Miljø*

*Lars M. Svendsen
Afdeling for Vandløbsøkologi*

*Marianne Cleemann
Gunnar Pritzl
Afdeling for Miljøkemi*

Datablad

Titel:	Marine områder. Status over miljøtilstanden i 1998	
Undertitel:	NOVA 2003	
Forfattere:	Stiig Markager ¹⁾ , Torkel Gissel Nielsen ¹⁾ , Jacob Carstensen ¹⁾ , Daniel Conley ¹⁾ , Karsten Dahl ¹⁾ , Jørgen Hansen ¹⁾ , Peter Henriksen ¹⁾ , Alf Josefson ¹⁾ , Martin M. Larsen ¹⁾ , Britta Pedersen ¹⁾ , Bjarke Rasmussen ¹⁾ , Jakob Strand ¹⁾ , Gunni Ærtebjerg ³⁾ , Henrik Fossing ²⁾ , Jens Sund Lauersen ²⁾ , Ole Hertel ³⁾ , Henrik Skov ³⁾ , Lars M. Svendsen ⁴⁾ , Marianne Cleemann ⁵⁾ , Gunnar Pritzl ⁵⁾	
Afdelinger:	¹⁾ Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi ²⁾ Afdeling for Sø- og Fjordøkologi ³⁾ Afdeling for Atmosfærisk Miljø ⁴⁾ Afdeling for Vandløbsøkologi ⁵⁾ Afdeling for Miljøkemi	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 290	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©	
URL:	http://www.dmu.dk	
Udgivelsestidspunkt:	December 1999	
Databehandling:	Anne-Marie Rolev, Ole Manscher	
Faglig kommentering:	Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter	
Layout:	Anne van Acker	
Bedes citeret:	Markager, S., Nielsen, T.G., Carstensen, J., Conley, D., Dahl, K., Hansen, J., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Lauersen, J.S., Hertel, O., Skov, H., Svendsen, L.M., Cleemann, M. & Pritzl G. (1999): Marine områder. Status over miljøtilstanden i 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 164 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 290. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Abstract:	Denne rapport er en beskrivelse af miljøtilstanden i de danske farvande i 1998. Rapporten er den første samlede landsdækkende rapport over det reviderede overvågningsprogram NOVA 2003. De to foregående år var præget af lav nedbør, som medførte, at tilførslen af fosfor og kvælstof var på niveau med vandmiljøplanens målsætning. Klimaet i 1998 var forskelligt fra de to foregående år; nedbøren var over middel og sommeren blæsende og kølig. Den større nedbør medførte ikke en negativ udvikling i havmiljøet. Muligvis har det blæsende vejr kompenseret for de negative effekter, der kunne forventes som følge af den øgede nedbør. Der ses således fortsat en række positive tendenser, fx en nedgang i koncentrationerne af næringssalte, specielt fosfor, og relativt lave koncentrationer af klorofyl. Der har dog været en negativ udvikling for bundvegetationen med en nedgang i dybdegrænsen for ålegræs, og der er fortsat betydelige problemer med iltsvind i de åbne havområder. Desuden indeholder rapporten for første gang en afrapportering af tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Da der ikke tidligere er monitoreret for disse parametre, kan udviklingstendenser ikke beskrives. Koncentrationen af metaller og PAH'er svarer til dem, der findes i ikke særligt forurenede havområder, mens PCB forekommer i koncentrationer, hvor effekter ikke kan udelukkes, og TBT blev fundet i koncentrationer, der kan give hormonelle forstyrrelser hos snegle.	
Frie emneord:	Vandmiljø, marin, miljøtilstand, overvågning, eutrofiering, Vandmiljøplanen, Marine ecology, monitoring, assessment, eutrophication, environmental quality	
Redaktionen afsluttet:	12. november 1999	
ISBN:	87-7772-493-3	
ISSN:	0905-815x	
Papirkvalitet:	Cyclus Offset, 100 g, 100% genbrugspapir	
Tryk:	Hvidovre Kopi	
Sideantal:	164	
Oplag:	400	
Pris:	kr. 150,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)	
Supplerende oplysninger:	NOVA 2003 rapportererne er en fortsættelse af rapportererne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998).	
Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Postboks 358 Frederiksborgvej 399 DK-4000 Roskilde Tlf.: 46 30 12 00 Fax: 46 30 11 14	Miljøbutikken Information og Bøger Læderstræde 1 1201 København K Tlf.: 33 95 40 00 Fax: 33 92 76 90 Butik@mem.dk www.mem.dk/butik

Indhold

Forord 5

Summary 7

1 Indledning 9

2 Klimatiske forhold 11

3 Fjorde og kystnære områder 13

3.1 Området og prøvetagningsprogram 13

3.2 Resultater 13

3.2.1 Fysiske forhold 13

3.2.2 Stofftilførsel via vandløb og direkte udledninger 15

3.2.3 Næringsstoffer i vandet 23

3.2.4 Svovlbrintebufferkapacitet 27

3.2.5 Vand- og næringsstoftransport 29

3.2.6 Iltforhold 33

3.2.7 Plankton 37

3.2.8 Bundvegetation 52

3.2.9 Bundfauna 61

3.3 Diskussion 70

3.3.1 Miljøtilstand og tidlig udvikling 70

3.3.2 Konklusion og målsætning 72

4 Åbne farvande 73

4.1 Området og prøvetagningsprogram 73

4.2 Resultater 73

4.2.1 Fysiske forhold 73

4.2.2 Atmosfærisk tilførsel af kvælstof 76

4.2.3 Næringsstoffer i vandet 80

4.2.4 Vand og næringsstoftransport 83

4.2.5 Iltforhold 83

4.2.6 Plankton 84

4.2.7 Bundvegetation 88

4.2.8 Bundfauna 95

4.3 Diskussion 99

4.3.1 Miljøtilstand og tidlig udvikling 99

4.3.2 Målsætning 100

5 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller 101

- 5.1 Stofkoncentrationer i biota 101
 - 5.1.1 Introduktion 101
 - 5.1.2 Området og prøvetagningsprogram 102
 - 5.1.3 Resultater 106
 - 5.1.4 Diskussion 118
 - 5.1.5 Konklusion og målsætninger 120
- 5.2 Biologisk effektmonitoring af tributyltin (TBT) 121
 - 5.2.1 Indledning 121
 - 5.2.2 Måleprogram 123
 - 5.2.3 Resultater 124
 - 5.2.4 Diskussion og konklusion 126
- 5.3 Konklusion for miljøfremmede stoffer og tungmetaller 127

6 Sammenfatning og konklusioner 129

- 6.1 Sammenfatning 129
- 6.2 Konklusion 130
 - 6.2.1 Eutrofiering og relaterede effekter 130
 - 6.2.2 Tungmetaller og miljøfremmede stoffer 130

7 Referencer 133

8 Bilag 139

- Bilag 1 Oversigt over rapporter fra amterne 139
- Bilag 2 Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger i 1998 (bilag 2.1), for 1989 til 1998 (bilag 2.2) samt kildefordelingen hertil (for kvælstof og fosfortilførslen) (bilag 2.3) 141
- Bilag 3 Tilførslen af kvælstof (bilag 3.1), fosfor (bilag 3.2) og BOD₅ (bilag 3.3) til 1. og 2. ordens kystafsnit i 1998 via vandløb og direkte udledninger og kilderne hertil 147
- Bilag 4 Fosforbelastning til fjorde 1998 153

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA) 1998 159

Danmarks Miljøundersøgelser 163

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports 164

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA), som fra 1998 afløser Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringsalte. Med NOVA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet 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: ferske vande, marine områder, landovervågning og atmosfæren.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Vandløb og kilder" og "Søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1998" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 7 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats.

Bagest i denne rapport findes en sammenfatning af resultaterne fra samtlige overvågningsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Summary

The environmental status of the marine environment around Denmark is determined by interactions between climate and anthropogenic influence, in particular the load of nutrients from the land and the atmosphere. The two previous years to 1998 were characterised by low rain fall and long periods with warm, quiet weather during summer. This low rain resulted in a reduction in the load of nutrients in 1996 and 1997 near those of the goals outlined in the Action Plan on the Aquatic Environment. The national monitoring of marine waters (Ærtebjerg et al. 1998) and reports from the counties released in 1998 have documented an improvement of the environment for a number of criteria up until 1997. However, important problems still occur, including oxygen depletion in shallow waters and estuaries especially during warm, quiet summers. The most spectacular example of oxygen depletion occurred in Mariager Fjord in 1997.

The climate in 1998 was characterised by a mild, wet winter and a cold, windy summer. After two extremely dry years, the freshwater input in 1998 was 18% over the average for the period 1989-98 and near to the level observed in 1995. The N load from Denmark to the marine environment was 10% over average for the period 1989-98, but the P load was still low, 35% under the average for the same time period due to construction of advanced sewage treatment plants. There was a decline in atmospheric nitrogen deposition for the period 1989-98, but nitrogen deposition was still relatively high due to the higher than average rainfall.

The surface water temperature was a few degrees lower than normal, and together with the enhanced wind, allowed for fewer instances of thermoclines in shallow waters. Wind mixing also allowed for benthic filtrators to have access to water column plankton algae. Secchi depths were generally good during the summer period. The salinity in the surface was during the spring months markedly higher than normal in the inner Danish waters. A subsequent outflow of water from the Baltic established a strong halocline in April in the SE Little Belt, where the bottom water was first exchanged in October.

There continues to be declines in phosphorus concentrations and a weak tendency of a decline in nitrogen concentrations. This has resulted in P playing a more important role as a potential limiting factor for primary production, but has resulted in few ecological changes. The most important changes are smaller and fewer blooms of *Ulva* in certain estuaries. A possible reason for the lack of response is that there still is a large pool of P in the sediments.

Oxygen depletion in shallow estuaries and the coastal areas in 1998 was limited in distribution, in length and in intensity due to higher than normal winds and lower than normal water temperatures. In the deep stratified areas oxygen depletion was more developed than during the two previous years. Only in the southern Belt Sea and in the Arkona Basin in the Baltic Sea developed strong oxygen depletion. The Little Belt and the deep adjacent estuaries had an unusually

long-lasting and intense oxygen depletion due to persistent stratification.

The biomass of phytoplankton in 1998 was generally low. The relatively higher rainfall observed in 1998, especially compared with 1996 and 1997, did not give an increase in phytoplankton biomass. The windy summer, providing the energy needed for mixing of the water column, probably resulted in a greater grazing activity from bottom living filtrators in shallow waters.

Macroalgae depth limits in the Kattegat were smaller in 1998 than in the two preceding dry years, and the depth limits for eelgrass followed a similar pattern. Attached vegetation is the most sensitive parameter for monitoring light conditions for the benthic vegetation.

Bottom fauna biomass was generally low during 1998. To a large degree this has occurred due to a low food level in the dry years of 1996-1997, or the natural oscillations of populations. Populations in the open waters peaked in the beginning of the 1980s and again in the mid 90s, however, the reasons cannot be determined. It is expected that the production relationship predicted for bottom fauna will be reflected in an increase in biomass in 1999.

This is the first time that heavy metals and contaminants are reported as part of the national monitoring. It is therefore not possible to talk about developments in time, but only about concentrations and effects. The concentration of PAH's and heavy metals in most areas are at levels that are typically found in the marine environment, although locally higher concentrations can be observed. PCB occurs in concentrations where one cannot rule out that there will be environmental effects as there are a few areas with high concentrations. TBT is found at high concentrations at all stations and there is a decided ecological effect. Hormone disturbances in the form of imposex and intersex were widespread in females of different snail species and can be related to the TBT-concentration.

The tendency of a general positive development for the marine environment should be seen in the background of the very serious situation in the 1980s that resulted in formation of the Action Plan on the Aquatic Environment. In 1998 there are still serious problems with oxygen depletion, macrovegetation coverage is still smaller than expected, and there is too high concentration of nutrients and chlorophyll. Rainfall in 1998 was over normal, but the negative effects of this was compensated for by a windy summer. In years with normal or higher than average rainfall and warm, quiet summer weather, one may still expect serious environmental problems in the Danish open waters as the load of N, both from land and the atmosphere is too high. We can conclude the goals outlined for the Aquatic Environment have not been fulfilled.

1 Indledning

I foråret 1987 vedtog Folketinget Vandmiljøhandlingsplan I (Folketinget 1987), hvis primære formål var at reducere den samlede udledning af kvælstof og fosfor til vandmiljøet med hhv. 50 og 80%. Samtidig vedtog Folketinget et landsdækkende overvågningsprogram (Miljøstyrelsen 1989). Programmets formål var at følge effekterne af vandmiljøplanens tiltag vedr. reduktion i kvælstof og fosfor. Overvågningsprogrammet var derfor koncentreret om monitorering af eutrofiering og eutrofieringsfølsomme parametre.

Erfaringerne fra Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1989-1997 viste, at de anvendte parametre generelt var gode til at beskrive effekterne af næringssalte på tilstanden og udviklingen i det marine miljø (Miljøstyrelsen 1999). I løbet af de sidste år er der dog opstået et ønske om også at følge udviklingen af miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Sammen med de nye forskningserfaringer fra bl.a. Havforskningsprogram 90 og Det Strategiske Miljøforskningsprogram vedr. eutrofiering er dette ønske blevet tilgodeset i det nye reviderede overvågningsprogram, **Nationalt Overvågningsprogram for Vandmiljøet (NOVA 2003)**. Programmet trådte i kraft pr. 1. januar 1998 og løber over seks år (Miljøstyrelsen 1999).

Formålet med den marine overvågning i NOVA 2003 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 sediment
- at følge udviklingen i de biologiske forhold
- at opgøre vand- og næringsstoftransport i de danske farvande
- at opgøre forekomst og koncentration i vandfase, sediment og biota af miljøfremmede stoffer og tungmetaller
- at vurdere de biologiske effekter af udvalgte miljøfremmede stoffer og tungmetaller

Stationsnettet og indsamlingsstrategien i forbindelse med NOVA 2003 er ændret på en række områder. En af de væsentligste ændringer er identifikationen og udlægningen af seks typeområder, som gennem målinger med høj frekvens har til formål at beskrive årsags-sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og økologiske forhold. Udover de seks typeområder omfatter overvågningsprogrammet en række andre stationstyper:

- 6 typeområder i udvalgte fjordområder
- 32 repræsentative områder i fjord- og kystområder

- 17 områder til overvågning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller
- 16 intensive havstationer og 6 automatiske målebøjer
- 26 ekstensive pelagiske stationer i de indre danske farvande og 50 ekstensive stationer i Nordsøen og Skagerrak
- 119 bundfaunastationer i indre danske farvande
- 8 stenrev i de indre danske farvande

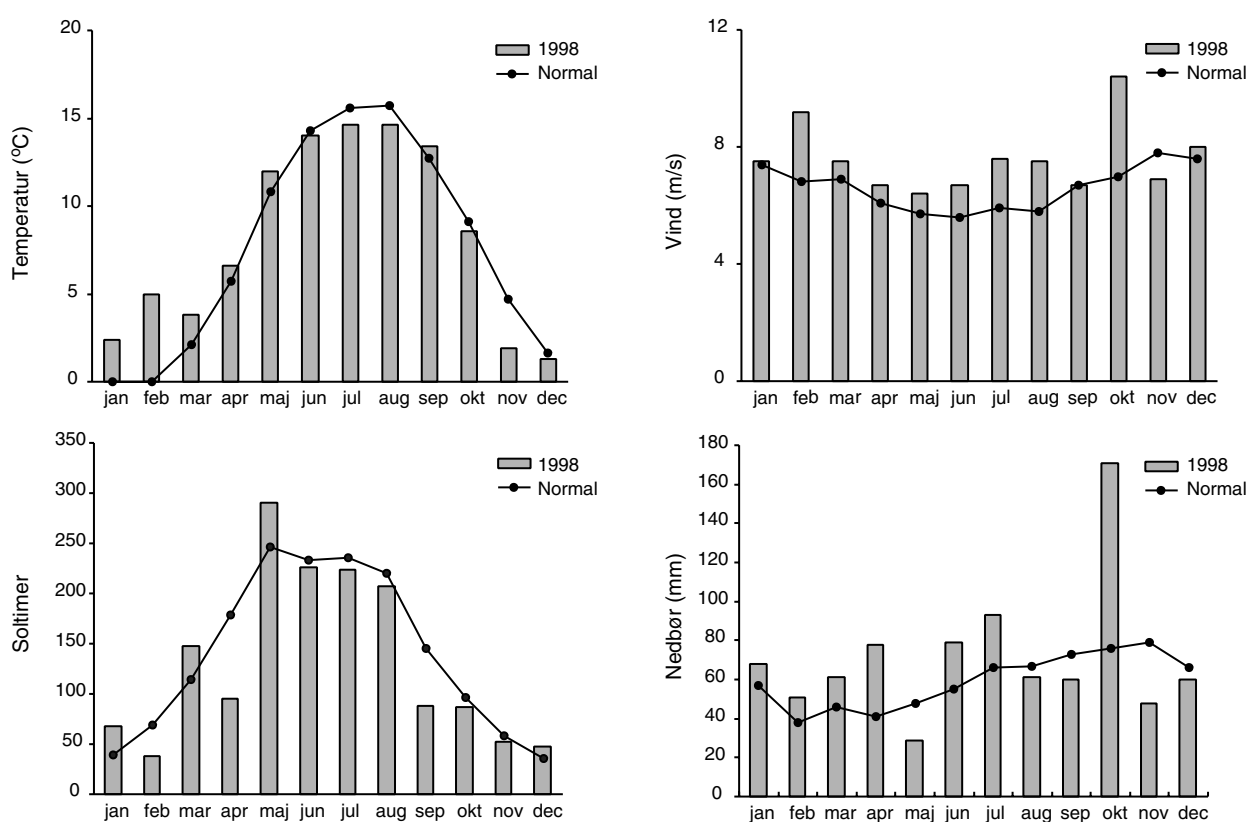
Denne rapport er den første samlede landsdækkende rapport over det reviderede overvågningsprogram NOVA 2003 (Miljøstyrelsen 1999). Det er rapportens formål at give en overordnet beskrivelse af havmiljøets tilstand i 1998 ud fra resultaterne i det omfattende program. For de åbne farvande indgår desuden hydrografiske og vandkemiske data fra Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) og Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjon Flødevigen, Norge. En mere tilbundsående gennemgang af miljøtilstanden i specifikke havområder kan findes i afrapporteringen fra amtskommunerne (Bilag 1). En mere detaljeret og dybtgående gennemgang af bestemte forhold vil ske i de følgende år i form af en række temareporter samt nationale og internationale videnskabelige artikler. I NOVA 2003 er en række procedurer og metoder ændret. Dette har givet nogle problemer i prøvetagningen og indrapporteringen af data for 1998. For nogle parametre er der tale om nye målinger, og disse resultater kan derfor ikke sammenholdes med tidligere år. Komende års NOVA-rapportering vil derfor få et større omfang end dette års rapportering.

2 Klimatiske forhold

I dette kapitel beskrives de klimatiske forhold i 1998 sammenlignet med perioden 1961-90. Beskrivelsen tager udgangspunkt i meteorologiske data fra Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) og omfatter fire væsentlige klimatiske variable for marine områder: Temperatur, vind, soltimer og nedbør. De beskrevne middeltal er arealvægtede landsdækkende gennemsnit for land. Standardperioden 1961-90 er anvist af World Meteorological Organization (WMO).

De første fem måneder i 1998 var varmere end normalgennemsnittet for Danmark (Figur 2.1). Januar var $2,3^{\circ}\text{C}$ over normalgennemsnittet for perioden 1961-90 og februar var den næstvarmeste registreret siden 1874. Sommerens lufttemperaturer var lavere end normalen. Året sluttede med to kolde måneder og november var $2,7^{\circ}\text{C}$ koldere end gennemsnittet.

Det meste af året var domineret af vindstyrker over normalen. Specielt februar, juni, juli, august og oktober måned havde megen vind, og den dominerende vindretning for disse måneder var i vest og sydvest (Cappelen 1999). Vindstyrken i sommerperioden var på niveau med normalværdierne for forår og efterår.



Figur 2.1 Lufttemperatur, vind, soltimer og nedbør i 1998 og gennemsnittet for 1961-90.

Antallet af solskinstimer var under det normale. Specielt februar (40% under gennemsnittet), april (57% under gennemsnittet), og september (63% under gennemsnittet) måneder var usædvanlig solfattede, og september 1998 var den solfattigste september måned registreret siden 1920. I januar, marts og maj måneder skinnede solen over det gennemsnitlige.

Nedbøren var i 1998 over det normale. Med undtagelse af maj var perioden fra januar til juli usædvanlig våd. Oktober var meget regnfuld i hele landet med nedbørsmængder 125% over den gennemsnitlige nedbør.

3 Fjorde og kystnære områder

3.1 Området og prøvetagningsprogram

Prøvetagningen under NOVA-programmet er beskrevet under de enkelte emner.

3.2 Resultater

3.2.1 Fysiske forhold

Hydrografi

Vandtemperatur

Overfladevandtemperaturen i fjorde og kystnære områder afspejler den milde vinter og kølige sommer. Således var vandtemperaturen fra januar til marts et par grader højere end det normale, mens juli og august temperaturen var et par grader lavere. Temperaturen i den bundnære vandmasse nedenfor haloklinen afveg ikke markant fra tidligere år.

Salinitet

Forårsmånedernes salinitet var markant højere end sædvanligt i de fjorde, som munder ud til de indre danske farvande. Dette er primært forårsaget af en høj salinitet ved fjordmundingerne (Afsnit 4.2.1) og i nogen grad af moderat ferskvandsafstrømning i enkelte af vinter- og forårsmånederne (Afsnit 2). For tærskelfjorden Mariager Fjord resulterede den høje salinitet ved fjordmundingen i markante saltvandsindbrud. Saliniteten i bundvandet af Mariager Fjord var derfor gennemgående høj de efterfølgende måneder.

Lagdeling

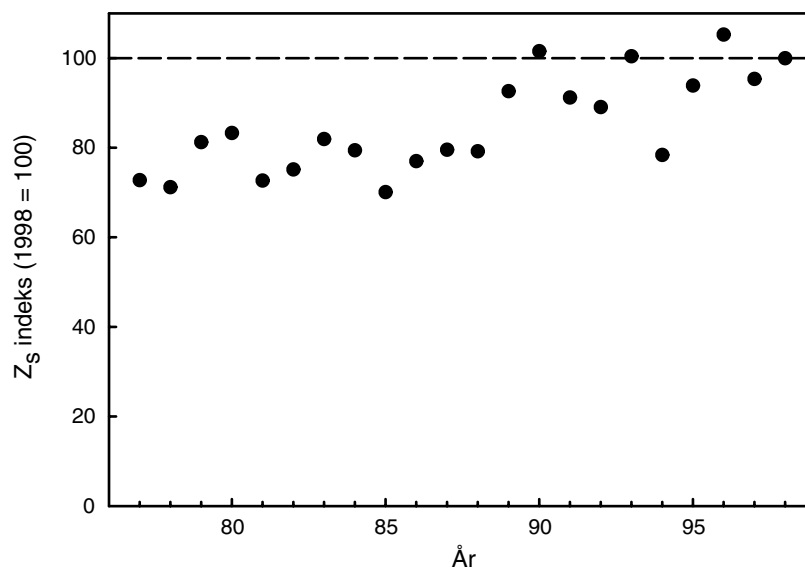
Markante men kortvarige halokliner er som sædvanligt observeret i de lavvandede slusefjorde (Nissum og Ringkøbing fjorde). Haloklindannelsen i øvrige fjorde afveg heller ikke markant fra tidligere år. Den kølige sommer med de kraftige vindhændelser medførte dog, at termoklindannelser var sjældne.

Lys (SSM)

Lysforholdene i 1998 er vurderet ud fra målinger af sigtddybden, som er et mål for vandets klarhed. Dette har været nødvendigt, da kun 4 amter har indberettet data for lyssvækkelseskoefficienten (K_d).

Et overordnet billede af lysforholdene i sommerperioden er fundet ved at beregne et indeks for hver station i fjorde og kystnære områder. Først er der beregnet en middelværdi af alle målinger fra 1. maj til 30. september på den pågældende station. Middelværdien for 1998 er sat til 100. Herefter er der beregnet en indekxværdi for hvert år som $(\text{årets værdi}/\text{værdien for 1998}) \cdot 100$ for den pågældende station. Til slut er gennemsnittet af indekset for hvert år beregnet for alle stationer. Den fremgangsmåde giver et samlet overblik, hvor hver station bidrager lige meget uafhængigt af den absolutte sigtddybde og antal målinger.

Figur 3.1 viser udviklingen i sigtddybden siden 1977. Man ser, at sigtddybden i 1998 var god, på højde med værdierne i 1990 og 1993 og kun overgået af værdien for 1996. Sigtdybden i 1998 var som gennemsnit for alle fjorde 23% højere en gennemsnittet for 1977 til 1988 og 7% højere en gennemsnittet for 1989 til 1998. En fortegnanalyse af Kendall-tau-værdier for tidlig udvikling viser, at der har været en signifikant positiv udvikling i sigtddybden fra 1977 til 1998, men ingen udvikling siden 1989 (Tabel 3.1). Det stemmer godt overens med indtrykket fra Figur 3.1. Man skal dog være opmærksom på mulige effekter af ændringer i prøvetagningsprogrammet fra 1989 (se afsnit 4.2.1).



Figur 3.1 Indeks for sigtddybde (Z_s) i fjorde og kystnære områder. Beregningsmetode er forklaret i afsnittet Lys.

Tabel 3.1 Fortegn-analyse af Kendall- τ korrelationskoefficienter for den tidlige udvikling i sommersigtddybden (1. maj til 30. september) over tid. Starttidspunkt varierer mellem 1972 og 1977 for de fleste stationer. Kun stationer med data for 1998 er medtaget, og kun hvis der foreligger tal for mindst fem år, hvor den gennemsnitlige prøvetagningsfrekvens er >5 pr. år. Opdelingen omkring 1989 og udladelse af værdi for 1996 og 1997 er foretaget for at undersøge den tidlige udvikling efter Vandmiljøplanens ikrafttrædelse, henholdsvis effekterne af den lave nedbør i 1996-97. Antal angiver antallet af stationer med en henholdsvis positiv og negativ tendens. Signifikans angiver, om der er en signifikant positiv eller negativ udvikling ved en tosidig fortegnstest, dvs. om der er flere positive eller negative værdier end forventet ud fra en tilfældig fordeling. Signifikansniveauerne er ***: $p < 0,1\%$, **: $p < 1\%$ og *: $p < 5\%$.

	Uden værdier for 1996 og 1997					
	Fra start til 1998	Fra 1989 til 1998	Fra start til 1998	Fra 1989 til 1998	Fra start til 1997	Fra 1989 til 1997
Fjorde og kystnære stationer						
Antal +/-	28/7	16/19	31/4	16/19	29/6	16/19
Signifikans	+, ***	nej	+, ***	nej	+, ***	nej

3.2.2 Stofftilførsel via vandløb og direkte udledninger

Indledning

Baggrund

Dette afsnit omhandler vand- og stofftilførslerne til danske marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger, mens tilførsler via atmosfærisk deposition findes andetsteds. Der gives hovedtal for tilførsler af ferskvand, kvælstof, fosfor og organisk stof (BOD_5) i 1998 sammenlignet med tilførsler i perioden 1989 til 1998. I Svendsen og Kronvang (1999) beskrives disse tilførsler mere uddybende. I *Bilag 2* findes en række supplerende opgørelser om stofftilførsler til de ni 1. ordens marine kystafsnit, og i *Bilag 3* årstiltførsel og kildeopsplitning for tilførsler til de 49 2. ordens kystafsnit i 1998. I *Bilag 4* er der lavet detaljerede opgørelser af stofftilførsler for 14 fjorde, herunder typefjordene.

Ferskvandsafstrømningen i 1998

Ferskvandsafstrømningen
høj i 4. kvartal af 1998

Ferskvandsafstrømningen var i 1998 på 15.600 mio. m^3 (362 mm), hvilket er 11% over normalen (1971-90) og 19% større end midlen for de ti overvågningsår (*Tabel 3.2*). Samtidig var afstrømningen ca. 80% større end i 1996 og 1997. Grundet de foregående nedbørs- og afstrømningsfattige år var ferskvandsafstrømningen i 1998 op mod 200 mm lavere end nedbørs- og fordampningsforholdene betingede (Svendsen og Ovesen, 1999). Dette deficit er i stedet gået til grundvandsopbygning og vil først senere afstrømme til havet. 37% af afstrømningen i 1998 fandt sted i 4. kvartal, der med 133 mm var 39% over normalen og 53% over midlen for de ti overvågningsår. I alt udgjorde ferskvandsafstrømningen i 1. og 4. kvartal af 1998 70% af årets afstrømning.

Tabel 3.2 Ferskvandsafstrømningen til de ni 1. ordens farvandsområder i 1998 og som middel i perioden 1971-90.

Farvandsområde	Opland km ²	Vinter 10 ⁶ m ³	Sommer 10 ⁶ m ³	1998		1971-1990	
				mm	10 ⁶ m ³	mm	10 ⁶ m ³
1 Nordsøen	10.809	3.030	2.001	465	5.001	461	4980
2 Skagerrak	1.098	248	167	378	415	297	315
3 Kattegat	15.828	3312	2.080	341	5.392	311	4.920
4 Nordlige Bælthav	3.130	718	268	315	986	277	850
5 Lillebælt	3.385	981	438	419	1.419	338	1.135
6 Storebælt	5.424	1.189	248	265	1.436	229	1.230
7 Øresund	1.717	297	106	235	403	176	300
8 Sydlige Bælthav	418	79	7	206	86	183	75
9 Østersøen	1.207	325	54	322	388	182	220
Total	43.020	10.188	5.369	362	15.557	327	14.025

Tilførslerne af kvælstof,
fosfor og organisk stof de
største siden 1994/95

Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof i 1998

Tilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger inklusiv havbrug var i 1998 100.900 tons kvælstof, 2.630 tons fosfor og 41.400 tons BOD_5 (*Tabel 3.3*). Kvælstofafstrømningen i 1998 har dermed været godt dobbelt så stor som i de to afstrømningsfattige år 1996 og

1997. Tilsvarende har fosfor- og BOD₅-afstrømningerne været henholdsvis knap 40% og godt 30% større end i 1996 og 1997. Efter tre tørre år har der været en labil kvælstofpulje, der har kunnet udvaskes fra rodzonen i modsætning til 1995, der på trods af samme ferskvandsafstrømning som 1998, havde en lavere kvælstofafstrømning, idet 1995 efterfulgte to meget nedbørs- og afstrømningsrige år.

Tabel 3.3 Tilførslen af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 1998. Spildevandsoplysningerne er fra Miljøstyrelsen (1999).

	Kvælstof ton	Fosfor ton	BOD ₅ ton
Afstrømning til havet via vandløb ekskl. spildevand	90.900	1.300	16.000
Punktkilder til ferskvand	4.700	520	6.900
Spredt bebyggelse	1.000	270	3.800
Spildevand ferskvand i alt	5.700	790	10.400
Afstrømning til havet via vandløb	96.600	2.090	26.700
Spildevand direkte til havet	4.000	510	13.200
Havbrug	300	30	1.500
Totale tilførsel med ferskvand + havbrug	100.900	2.630	41.400

Sæsonvariationerne i tilførslerne af kvælstof, fosfor og BOD₅ i 1998

Vand- og stofafstrømningen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de ni 1. ordens kystafsnit var i 1998 præget af den ekstremt høje nedbør i oktober 1998 (171 mm), der har medført, at der i denne måned for de fleste farvandsområder har været den største tilførsel af fosfor og BOD₅ men også en stor kvælstoftilførsel (figur 3.2). Stoftilførslen i perioden maj til og med september har været lav og ret konstant. Sæsonvariationen i 1998 har været mere udpræget end i 1996 og 1997, hvor tilførslerne til de marine kystafsnit var yderst ensartede over hele året.

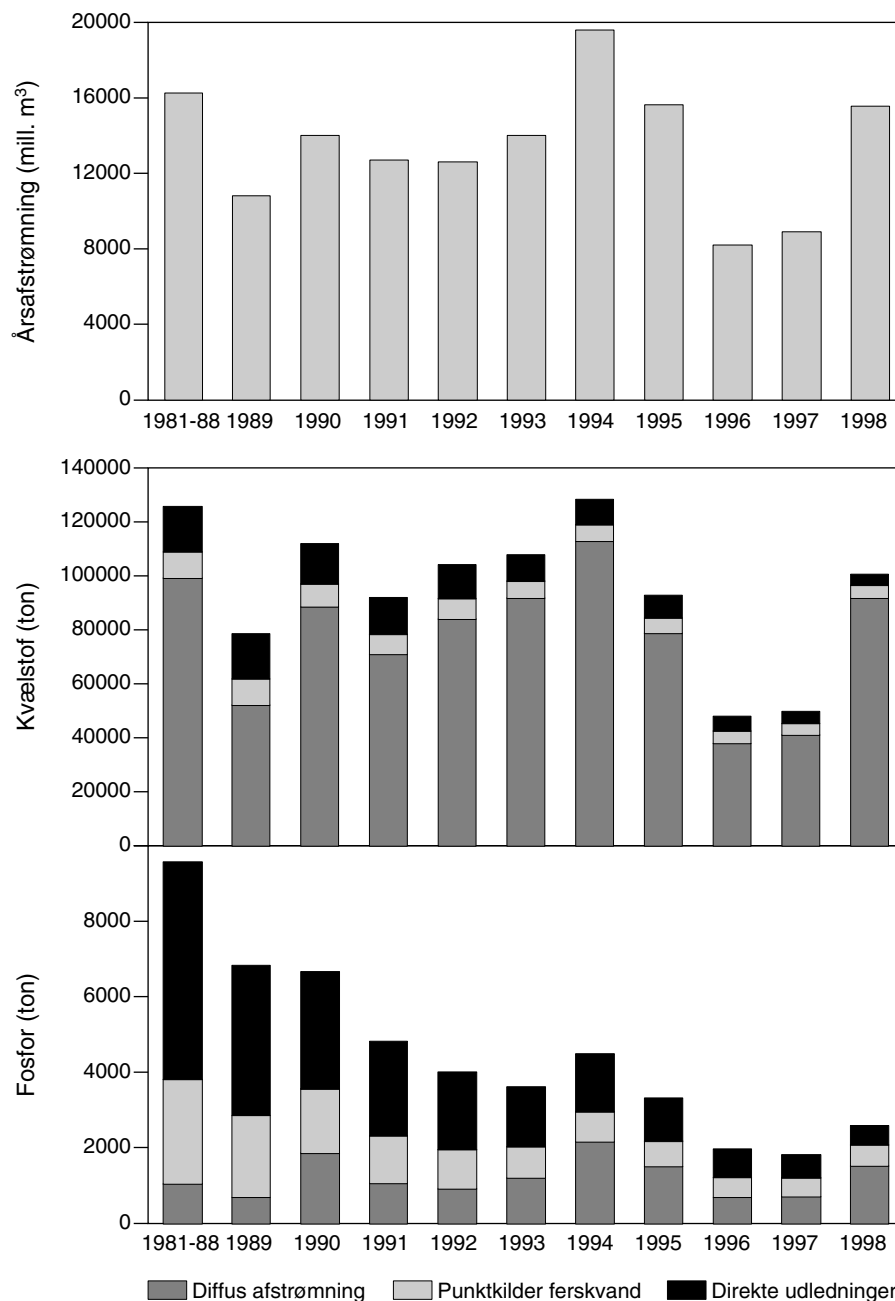
Tydlig sæsonvariation for koncentrationen i tilførslerne af især kvælstof til marine kystafsnit

Der er en ret udpræget sæsonvariationen i vandføringsvægtede koncentrationerne af total kvælstof, total fosfor, BOD₅. Koncentrationen af kvælstof er lav i sommerhalvåret, hvor de diffuse tilførsler typisk er lave. Omvendt stiger koncentrationen af fosfor og BOD₅ i sommerhalvåret, idet der grundet lavere afstrømning sker en mindre fortynding af det spildevand, der nogenlunde konstant hen over året tilføres ferskvand og udledes direkte til de marine kystafsnit. Specielt i afstrømningen fra oplande med en lav specifik afstrømning i sommerperioden stiger koncentrationen af specielt fosfor og BOD₅ som fx til Storebælt og Øresund.

Tilførslen af nitrat-nitrit og af opløst fosfor

Sammenlignet med ferskvandsafstrømningen er tilførslen af kvælstof relativ beskeden fra oplandet til fx Nordsøen (*Bilag 2*). Det skyldes blandt andet, at der i sandede oplande sker en nitratreduktion (denitrifikation) i grundvandet, før det når frem til vandløbene, i modsætning til lerede arealer hvor en stor del af det vand, der strømmer til vandløbene, løber gennem dræn uden en reduktion af nitrat. I

dele af oplandet til Nordsøen findes der også høje jernkoncentrationer, som binder en del af det opløste fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), hvorfor andelen heraf er lav i afstrømningen til dette farvandsområde. Omvendt er andelen høj, hvor der er en stor belastning fra byspildevand og spredt bebyggelse, dvs. i områder med stor befolkningstæthed og megen industri (fx Storebælt og Øresund).



Figur 3.2 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit i de 10 overvågningsår og som et gennemsnit for perioden 1981-88.

Tilførslen til 1. og 2. ordens kystafsnit i 1998

I Tabel 3.4 er den samlede tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger beregnet for ni 1. ordens kystafsnit samt opdelt i kilder. I Bilag 3 findes tilsvarende opgørelser for tilførslerne til 2. ordens kystafsnit. I tæt befolkede områder som omkring Storebælt og Øresund har spildevandsudledninger stadig relativ stor betydning.

Oplandstabet af kvælstof (dvs. tilførslen via vandløb divideret med oplandsarealet) har været størst til farvandet omkring Samsø, sydlige del af Lillebælt, det sydlige Bælthav, det Sydfynske Øhav samt Vigsø Bugt (*Bilag 3*). Generelt afspejler dette, at der fra områder med intensiv landbrug og relativ høje afstrømninger er store tab af kvælstof. For Vigsø Bugt er der dog også tale om relativt store direkte spildevandsudledninger. Der har været lavet oplandstab til store dele af Nordsøen, fra store dele af Sjælland, dele af det nordlige og østlige Jylland m.fl. De relativt lave oplandstab af kvælstof til Nordsøen skyldes den tidligere omtalte nitratreduktion, således at en del af kvælstoffet omsættes, før det når ud til vandløbene. De lave oplandstab til de øvrige kystafsnit skyldes blandt andet at afstrømningen hertil har været relativ lav i 1998.

Tablet 3.4 Tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger (inklusive havbrug) til de ni 1. ordens kystafsnit og i alt i 1998. I den diffuse belastning indgår baggrundsbidraget, bidrag fra dyrkede arealer og fra spredt bebyggelse. I denne opgørelse er der ikke taget højde for retention.

Farvands-områder	Kvælstof				Fosfor				BOD ₅			
	Diffus belastning	Punkt-kilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit	Diffus belastning	Punkt-kilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit	Diffus belastning	Punkt-kilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit
Nordsøen	19.700	1.500	200	21.500	320	150	30	500	2.600	2.600	300	5.500
Skagerrak	2.800	100	100	3.000	60	10	20	80	800	300	700	1.800
Kattegat	31.000	1.500	1.000	33.600	520	180	130	830	8.900	2.100	3.100	14.100
Nordlige Bælthav	8.100	400	400	8.900	120	50	20	190	1.900	400	500	2.800
Lillebælt	9.800	400	500	10.700	200	50	50	810	2.100	600	700	3.400
Storebælt	13.100	400	600	14.100	200	60	80	340	2.300	400	7.800	10.500
Øresund	2.600	200	1.400	4.200	<40	40	200	280	600	300	1.400	2.200
Sydlige Bælthav	1.000	<100	<100	1.000	<10	<10	<10	20	<100	<100	<100	200
Østersøen	3.700	<100	100	3.900	60	<10	10	80	700	<100	200	900
Danmark	91.800	4.200	4.400	100.900	1.530	560	540	2.630	19.800	6.900	14.700	41.400

Kildefordeling i 1998

Punktkilder til ferskvand udgjorde i 1998 5% af de samlede kvælstof-tilførsler med ferskvand til marine kystafsnit. De tilsvarende tal er 22% for fosfor og 17% for BOD₅. De diffuse kilder (afstrømningen fra åbent land og spredt bebyggelse) udgjorde i 1998 91% af den samlede kvælstoftilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit. For fosfor har andelen været 59% og for BOD₅ 50%. Punktkilder til ferskvand plus de direkte spildevandsudledninger har i 1998 således udgjort henholdsvis 9% af kvælstoftilførslen, 41% af fosfortilførslen og 50% af BOD₅ tilførslen til de marine kystafsnit. De diffuse kilder vil være relativt størst i år med en stor ferskvandsafstrømning, men de diffuse kilder har fået stadigt større betydning, efterhånden som spildevandsudledningerne er faldet.

Betydningen af de diffuse kilder er steget væsentligt siden 1989 grundet forbedret spildevandsrensning

Udvikling i stoftilførslerne i perioden 1989 til 1998

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger har været opgjort til de marine kystafsnit siden 1989 (Figur 3.3 samt Bilag 2). Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (82% i gennemsnit for perioden 1989-98) og er tydeligt tæt korreleret til ferskvandsafstrømningen. For fosfor udgør den diffuse afstrømning en mindre andel (31%) af den tilsvarende samlede fosfortilførsel (Figur 3.3 og Tabel 3.5), men betydningen af denne kilde er dog steget i takt med den forbedrede spildevandsrensning. Den store renseindsats overfor spildevand er meget tydelig, idet de samlede spildevandsudledninger er faldet fra ca. 9.000 tons fosfor fra 1981-88 til ca. 1.300 tons fosfor i 1998 eller med 86%. Tilsvarende er de samlede spildevandsudledninger af kvælstof faldet fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til knap 10.000 tons i 1998 svarende til 65%.

Kendall's trend test for de årlige tilførsler af kvælstof og fosfor

Der er foretaget en analyse for udviklingstendenser i tilførslen af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger i perioden 1989 til 1998 med en Kendall trend test på vandføringsvægtede årskoncentrationer (for at eliminere betydningen af varierende ferskvandsafstrømning fra år til år), se Svendsen og Kronvang (1999). Testen viser, at der ikke er nogen statistisk signifikant trend for den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor (inklusive belastningen fra den spredte bebyggelse og inklusiv retention) for Danmark (Tabel 3.5). Der er et fald for kvælstof, men det er ikke signifikant ($z = -1,246$ og $P = 21\%$). Der er ingen udviklingstendens for fosfor ($z = 0$ og $P = 100\%$). Der er også testet for, om der har været en generel udviklingstendens for ferskvandsafstrømningen. Der har været et fald, der ikke er signifikant ($Z = -0,234$, $P = 81\%$).

Signifikant fald i de samlede tilførsler af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger grundet forbedret spildevandsrensning

For de samlede tilførsler via vandløb og direkte spildevandsudledninger af fosfor fra hele Danmark er der ikke overraskende et signifikant fald for fosfortilførslerne ($z = -3,738$ og $P = <0,1\%$) (Tabel 3.5). Der er også et signifikant fald for de tilsvarende tilførsler af kvælstof ($Z = -2,491$ og $P = 1,3\%$) trods de diffuse kilders store andel af de samlede tilførsler via vandløb og direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit for kvælstof. Der er et signifikant fald ($Z = -2,335$ og $P = 2\%$) i tilførslen af kvælstof med spildevand til ferskvand, og for den tilsvarende fosfortilførsel er der også et signifikant fald ($Z = -2,958$ og $P = 0,31\%$). Det betyder, at det fald, der er målt i de vandføringsvægtede koncentrationer, primært kan tilskrives den forbedrede spildevandsrensning, mens der ikke kan påvises noget statistisk signifikant fald i den diffuse afstrømning af kvælstof og fosfor for Danmark som helhed.

Kendall's test på udviklingstendenser i tilførslen fra hver af de ni 1. ordens kystafsnit

Kendall trend testen på den samlede tilførsel via ferskvand og direkte spildevandsudledninger af kvælstof og fosfor til hver af de ni 1. ordens kystafsnit (Tabel 3.5) viser overordnet, at der er et signifikant fald for de samlede kvælstoftilførsler til alle marine kystafsnit på nær til Nordsøen, Kattegat og Nordlige Bælthav og et signifikant fald for fosfortilførsler til alle farvandsområder. Der er ingen signifikante udviklingstendenser i den diffuse kvælstoftilførsel i et eneste opland til 1. ordens marine kystafsnit. Billedet for den diffuse fosfortilførsel er

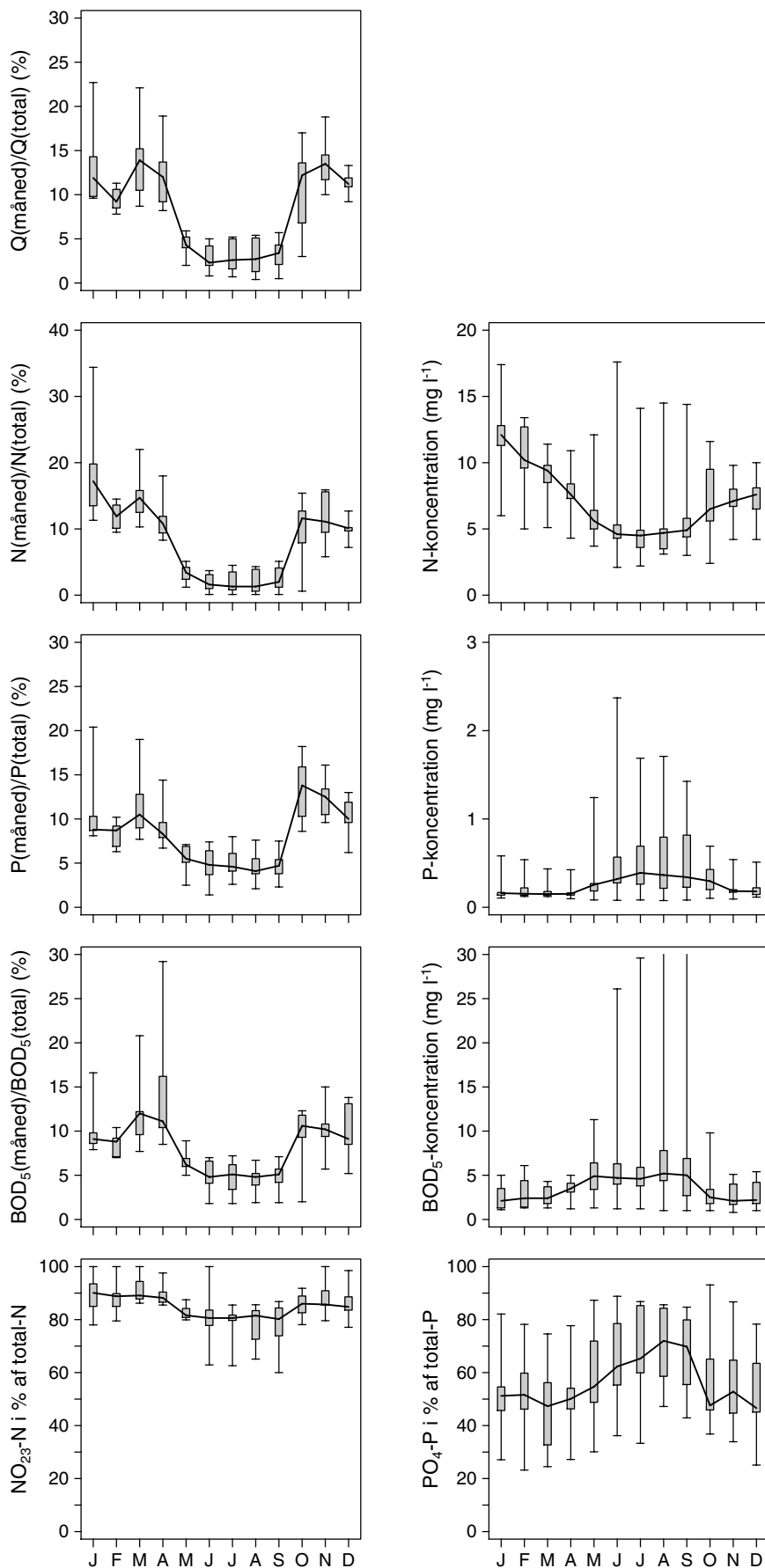
noget mere broget, idet der er et signifikant fald til Lillebælt og et ikke statistisk signifikant fald til Øresund, Sydlige Bælthav og Østersøen og en ikke statistisk signifikant stigning til de øvrige farvandsområder.

Beregning af det årlige fald i de vandføringsvægtede koncentrationer

Ved anvendelse af Sen's hældningsestimator er det årlige fald eller den årlige stigning i den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel til ferskvand i hvert af oplandene til de ni 1. ordens marine kystafsnit samt for hele Danmark beregnet, udtrykt som et fald eller en stigning i den vandføringsvægtede koncentration (*Tabel 3.6*). Hældningerne bør kun anvendes, hvor der med Kendall's trend test er påvist en signifikant udviklingstendens, jf. *Tabel 3.5*, hvilket er markeret med fed i *Tabel 3.6*.

Det bemærkes, at særligt i oplandet til Lillebælt, Storebælt, Øresund og Sydlige Bælthav har der været et kraftigt årligt fald i den vandføringsvægtede diffuse kvælstofkoncentration på 0,24 til 0,48 mg N pr. liter pr. år eller op til 5 mg N pr. liter fra 1989 til 1998. Det er i disse oplande, at landbruget er domineret af planteavl, som har haft de største reduktioner i udvaskningen af kvælstof (Grant et al. 1999). På landsplan giver analysen er reduktionen på 1,4 mg N pr. liter fra 1989 til 1998 i den diffuse kvælstofstilførsel. Det skal dog understreges, at faldet end ikke er signifikant på 20% niveau, hvilket betyder, at hvis man ser på konfidensintervallet for hældningsestimatet varierer det fra et markant fald til en svag stigning i den diffuse kvælstofstilførsel. En del af faldet kan tilskrives lavere retention i søerne fra 1989 til 1998 og reducerede udledninger fra spredt bebyggelse i samme periode. Da det estimerede fald som omtalt ikke er signifikant, er det fagligt uforsvarligt at give et bud på størrelsen af en eventuel reduktion i tilførslerne fra dyrkede arealer. Trods det er beregnet, at der er sket en væsentlig reduktion i udvaskningen fra dyrkede arealer (Grant et al. 1999) er dette ikke slået målbart igennem i den diffuse tilførsel til vandløb og til de marine kystafsnit.

Figur 3.3 Ferskvandsafstrømningen og den målte tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de ni 1. ordens kystafsnit i 1998. I figurerne angives median (fuldt optrukket linie) samt 10% og 90% fraktiler for de ni 1. ordens kystafsnit af den pågældende værdi. Q (måned) er den månedlige ferskvandsafstrømning i procent af afstrømningen i 1998, og tilsvarende er angivet den procentuelle månedlige tilførsel af kvælstof (N (måned)), fosfor (P(måned)) og BOD₅ (BOD₅ (måned)). Koncentrationerne er beregnet som den samlede målte tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger divideret med den tilhørende ferskvandsafstrømningen (vandføringsvægtede koncentrationer). De enkelte måneders procent NO₂₃-N af total kvælstof- og PO₄-P af total fosfortilførslen i samme måned findes i de to nederste figurer. En del af tallene bag figurerne er i Bilag 2.



Tabel 3.5 Kendall's trend test på udviklingen i henholdsvis den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger og på den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inklusive belastning fra spredt bebyggelse og inklusiv retention). Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Fortegnet viser, om der er en stigende eller faldende eller ingen (0) udviklingstendens. '*' angiver om udviklingstendenser er signifikant, hvor * angiver at $1\% \leq P < 5\%$ og ** angiver, at $P < 1\%$. Hvor der ikke er angivet en P-værdi, har den været $\geq 10\%$ 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	-	- **	0	- **

Tabel 3.6 Den årlige ændring (fald angivet med et "-" tegn, stigning med et "+" tegn) for henholdsvis den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inklusive spredt bebyggelse og inklusiv retention) i oplandene til de ni 1. ordens kystafsnit i perioden og hele Danmark og for den samlede tilførsel via vandløb (inklusive direkte spildevandsudledninger) fra 1989 til 1998 angivet i mg pr. liter pr. år estimeret med Sens hældningsestimator. De angivne årlige ændringer bør kun anvendes for de oplande, hvor Kendall's trend test har vist en signifikant trend, jf. *Tabel 3.5*, og de er angivet med fed i tabellen.

Farvandsområde	Årlig ændring kvælstof		Årlig ændring fosfor	
	Diffus tilførsel	Samlet tilførsel	Diffus tilførsel	Samlet tilførsel
	mg N pr. liter pr. år	mg N pr. liter pr. år	mg P pr. liter pr. år	mg P pr. liter pr. år
Nordsøen	-0,0341	-0,0539	0,0027	-0,0139
Skagerrak	-0,1010	-0,4099	0,0012	-0,0783
Kattegat	-0,0334	-0,1236	0,0021	-0,0156
Nordlig Bælthav	-0,0496	-0,3402	0,0084	-0,0319
Lillebælt	-0,2423	-0,4900	-0,0068	-0,0700
Storebælt	-0,3135	-0,5734	0,0047	-0,0607
Øresund	-0,2678	-2,4688	-0,0114	-0,5566
Sydlig Bælthav	-0,4757	-0,7445	-0,0022	-0,0480
Østersøen	-0,1872	-0,3962	-0,0019	-0,0695
Danmark	-0,1380	-0,2309	-0,0140	-0,0445

3.2.3 Næringsstoffer i vandet

Næringssaltkoncentrationerne var normale i 1998

Næringssaltkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder afveg ikke væsentligt fra de typisk observerede koncentrationer og lå indenfor grænserne af et normalt år på trods af, at næringssaltbelastningen var over middel for hele året. Det skal dog bemærkes, at der i oktober og november måneder blev observeret nitratkoncentrationer over middel i flere fjorde for 1998. Disse høje værdier skyldtes en højere næringssaltbelastning fra land som følge af nedbørsmængder over middel for oktober.

Signifikant fald for fosfor

De vigtigste tendenser for næringsalte er fortsat de statistisk signifikante fald i fosfat- og total fosforkoncentrationer, som er observeret i det meste af landet (Ærtebjerg et al. 1998). Disse fald skyldes store reduktioner i fosforbelastningen fra punktkilder pga. forbedret fosforfjernelse fra spildevand, hvilket igen kan tilskrives gennemførelsen af amternes recipientkvalitetsplaner og Vandmiljøplan I. Selv om nedgangen i fosfatkoncentrationerne endnu ikke er statistisk signifikant for alle fjorde og kystnære områder, så tegner der sig alligevel en klar tendens med observerede fald i fosforkoncentrationerne for størstedelen af de danske fjorde og kystnære områder.

Indikatorer for næringsaltbegrænsning

Mange forskellige indikatorer har været anvendt indenfor den akvatiske forskning til at vurdere næringsaltbegrænsning. Disse inkluderer bl.a. bestemmelse af fytoplanktons fysiologiske tilstand, støkiometri og koncentrationer af uorganiske næringsalte, fytoplanktonsamfundets sammensætning og vækst. Det har været beskrevet flere gange i litteraturen, at en mere eksakt vurdering af næringsaltbegrænsning kræver en længere række af eksperimenter udført på flere forskellige niveauer (Howarth 1988). En simpel og lidt mere pragmatisk metode for overvågningsdata er at bestemme de perioder af året, hvor næringssaltkoncentrationerne er lavere en halvmætningskonstanterne (K_s) for fytoplanktons optag, og dernæst sammenholde næringsaltkoncentrationerne med støkiometrien for næringsalte i fytoplankton (Redfield forholdet). Selvom dette er en grov metode, har den vist sig nyttig til at bestemme hvilke næringsalte, som er potentielt mest begrænsende for fytoplankton vækst (Gallegos and Jordan 1997). I de foregående års rapporter blev følgende halvmætningskonstanter anvendt: 14 µg pr. liter for nitrat og 2 µg pr. liter for fosfat. Disse konstanter er anvendt af flere amter for rapporteringen af 1998. I den internationale litteratur (Fisher et al. 1992) anvendes nu hyppigst 28 µg pr. liter (2 µM) for DIN (opløst uorganisk kvælstof = nitrat+nitrit+ammonium), 6,2 µg pr. liter (0,2 µM) for DIP (opløst uorganisk fosfor = ortho-fosfat) og 56 µg pr. liter (2 µM) for DSi (opløst silikat). Redfields forhold på vægtbasis er 7 for DIN:DIP, 2 for DSi:DIN og 14 for DSi:DIP.

Næringsalte i 1996 og 1997

Data fra overvågningsprogrammet har været analyseret for næringsaltbegrænsning ved at bestemme antallet af dage, hvor DIN- og/eller DIP-koncentrationerne i de øverste 10 m af vandsøjlen har været under halvmætningskonstanterne angivet ovenfor. Der skelnes mellem tre typer af næringsaltbegrænsning: DIN <28 µg pr. liter og DIP >6,2 µg pr. liter (kun DIN-begrænsning), DIP <6,2 µg pr. liter og DIN >28 µg pr. liter (kun DIP-begrænsning) og DIN <28 µg pr. liter og DIP <6,2 µg pr. liter (co-limitation). Hvis DIN >28 µg pr. liter og DIP >6,2 µg pr. liter, er der ikke næringsaltbegrænsning. Det er vig-

tigt at bemærke, at disse indikatorer kun angiver en potentiel næringssaltbegrænsning af fytoplanktonsamfundet. Hvorvidt den potentielle næringssaltbegrænsning også er aktuel, kan kun bekræftes via eksperimentelle studier. Gallegos and Jordan (1997) har vist, at der er en rimelig sammenhæng mellem næringssaltbegrænsning vurderet på basis af biologiske eksperimenter og næringssaltbegrænsning beregnet ud fra målte næringssaltkoncentrationer. Det kan derfor antages, at de foreslåede indikatorer indeholder vigtig information om næringssaltbegrænsning.

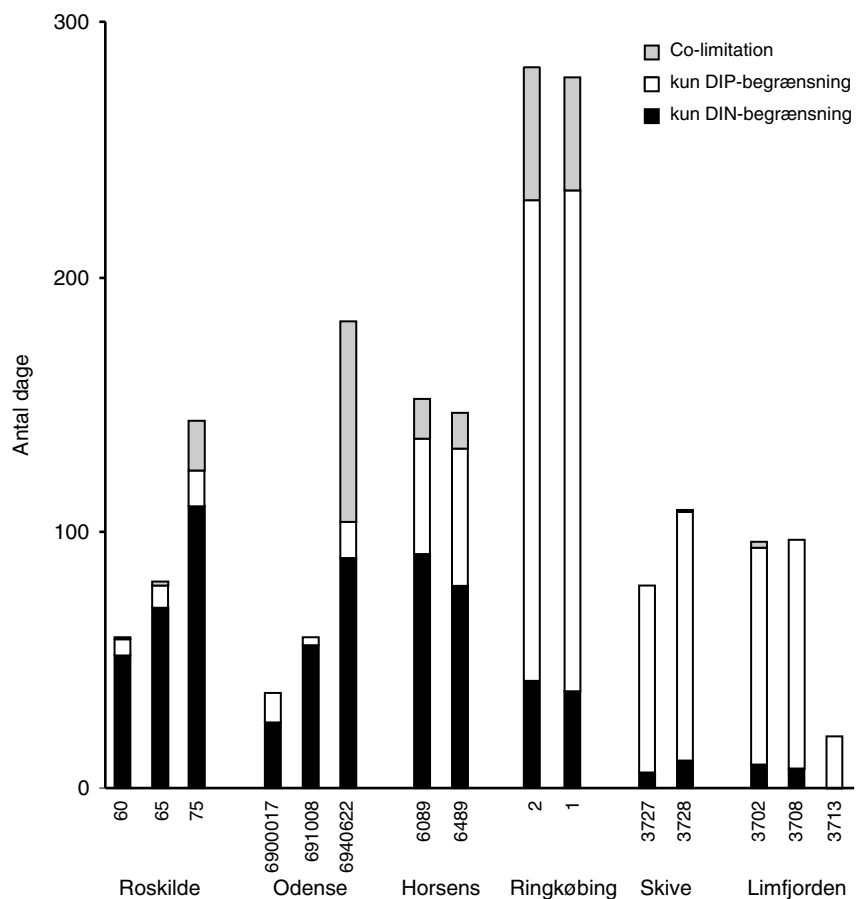
Fjordområder viser skift i næringssaltbegrænsning

Den foretagne analyse fokuserer udelukkende på de valgte typefjorde, men de observerede resultater formodes at være repræsentative for størstedelen af de danske fjorde og kystnære farvande. Generelt er typefjordene i vækstsæsonen enten potentielt DIN-begrænsede eller potentielt DIP-begrænsede (*Figur 3.4*), og der observeres kun ganske korte perioder, hvor både DIN og DIP er potentielt begrænsende (co-limitation). Ringkøbing Fjord har den længste periode med potentiel DIP-begrænsning, som for station 1 er 240 dage om året i gennemsnit. Ringkøbing Fjord har ligeledes en af de laveste vinterverdier for DIP (ca. 10 µg pr. liter) sammenholdt med andre danske fjorde. Selv om ændringer i slusedriften har medført fald i TP-koncentrationen, har dette ikke ændret væsentligt på perioden med potentiel DIP-begrænsning.

Længden af perioden med potentiel næringssaltbegrænsning stiger, når man bevæger sig fra de indre næringsrige områder i fjordene til de ydre kystnære områder i fjordene. Dette ses tydeligst for Roskilde Fjord og Odense Fjord. Potentiel DIP-begrænsning forekommer hovedsageligt om foråret eller tidligt om sommeren, hvorimod potentiel DIN begrænsning forekommer om sommeren. I Conley (1999) er det vist, at flere estuarier udviser DIP-begrænsning om foråret med et skift til DIN-begrænsning om sommeren. Potentiel DSi-begrænsning ses lejlighedsvis for nogle estuarier. Dette mønster passer også til de danske fjorde og kan til dels forklares ved øget frigivelse af DIP fra sedimentet som følge af højere temperaturer og sulfatreduktionsrater om sommeren. Beregningerne viser ligeledes, at næringssaltbegrænsning i flere fjorde er styret af DIP-koncentrationen. Selv om der sjældent tales om fosforbegrænsning i fjorde, så har det vist sig, at Hjarbæk Fjord er potentielt DIP-begrænset i størstedelen af vækstperioden (Holmboe et al. 1999).

Større potentiel fosforbegrænsning

I Odense Fjord har der været en 75% reduktion af den totale fosforbelastning fra midten af 1980'erne til 1991-98 og en 20% reduktion af den totale kvælstofbelastning. Denne ændring i belastning har medført et signifikant fald i DIP-koncentrationer og afspejles i antallet af dage med potentiel næringssaltbegrænsning (*Figur 3.5*). For station 17 i Odense Fjord ses en stigning i antallet af dage med potentiel næringssaltbegrænsning, og specielt DIP ses at blive potentielt mere begrænsende med tiden. Den samme tendens kan ses for flere andre danske fjorde og kystnære områder. Selv om år-til-år variationen i afstrømningen afspejles i næringssaltbegrænsningen (*Figur 3.5*), er der overordnet sket en markant udvikling i antallet af dage med næringssaltbegrænsning.

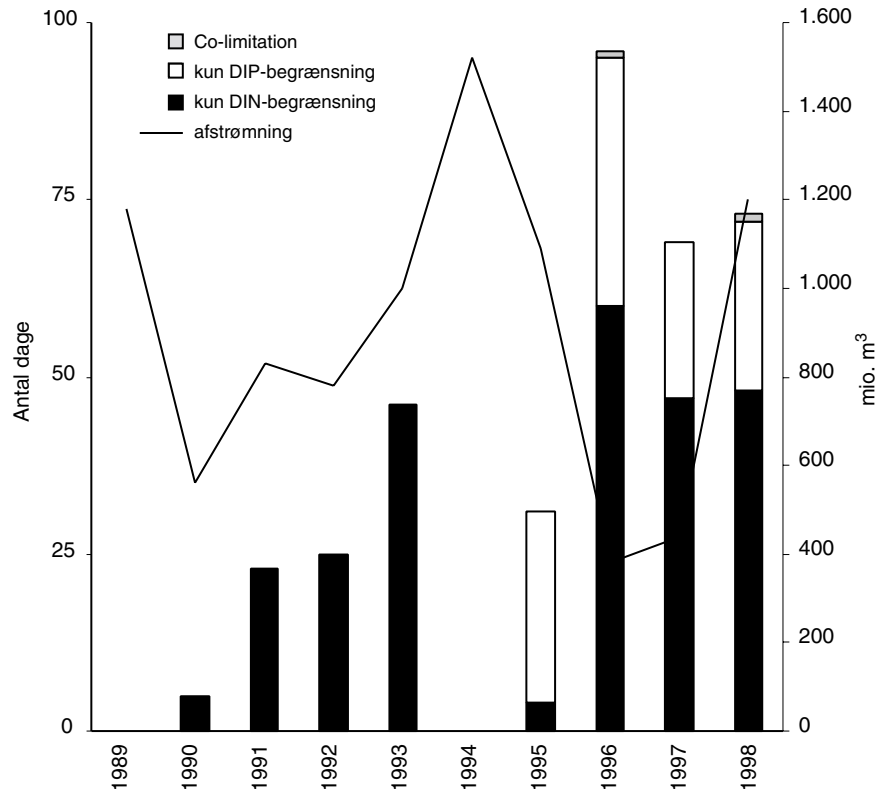


Figur 3.4 Antallet af dage med potentiel DIN-begrænsning, potentiel DIP-begrænsning og potentiel begrænsning for både DIN og DIP for typefjorde. Gennemsnitsværdier for perioden 1989-98.

Der er en forsinkelse fra reduktionen i nærings saltbelastningen til responsen i form af potentiel nærings saltbegrænsning i recipienten. Reduktioner i total fosforbelastning til Odense Fjord startede i 1989, og i 1991 var TP-belastningen nået ned på et niveau, som har været næsten konstant siden. Potentiel DIP-begrænsning blev imidlertid først observeret i 1995 i Odense Fjord. Disse observationer støtter teorier om interne forsinkelser i det marine biogeokemiske system, hvilket betyder, at der ikke kan forventes et umiddelbart respons på reduktioner i fosforbelastningen (Jensen and Holmer 1994). Forsinkelsen opstår formodentlig, fordi der er en pulje af fosfor i sedimentet, som skal tømmes, før effekten af en reduceret belastning slår igennem i det biologiske system.

Effekter på økosystemet

Med baggrund i de observerede fald i DIP-koncentrationer og øget potentiel DIP-begrænsning for størstedelen af danske fjorde og kystnære områder er det næste interessante spørgsmål: "Hvilke effekter har de lavere DIP-koncentrationer på økosystemet?". Det er mest naturligt at undersøge dette spørgsmål i Odense Fjord og Roskilde Fjord, idet begge fjorde har været underkastet intensive studier og har haft en reduktion i fosforbelastningen på ca. 75%. De relevante parametre til at vurdere effekter på økosystemet er sigtdybde, klorofylkoncentrationer, fytoplanktonbiomasse, primærproduktion, iltsvind, makrofyter og den benthiske fauna.



Figur 3.5 Antal dage med potentiel DIN-begrænsning, potentiel DIP-begrænsning og potentiel begrænsning for både DIN og DIP for station 17 i Odense Fjord (1989-98). I 1994 var DIN- og DIP-niveauer så høje, at der ingen næringssaltbegrænsning var. Linien viser år-til-år variationen i ferskvandsafstrømningen fra Fyn (fra Rask et al. 1999).

Mulige effekter af fosforbegrænsning

Tidsvægtede gennemsnit af klorofyl, sigtddybde og primærproduktion for forår (april + maj) og sommer (juni - september) for årene 1989-98 er sammenholdt med den maksimale DIN- og DIP-koncentration umiddelbart før forårsopblomstringen og antallet af dage med potentiel DIN- og DIP-begrænsning. En korrelationsanalyse viser imidlertid ikke nogen entydig sammenhæng for hverken Roskilde Fjord (Tabel 3.7) eller Odense Fjord (Tabel 3.8). En mulig forklaring kan være, at der er yderligere tidsforsinkelser indbygget i det marine økosystem, således at en øget potentiel DIP-begrænsning først vil slå igennem efter et antal år. Der ses dog for to af stationerne i Odense Fjord at være en mulig sammenhæng, hvor øget potentiel DIP-begrænsning korrelerer med reduceret sommer klorofylkoncentration, større sommer sigtedybde og reduceret sommer primærproduktion.

Der har kun været observeret et fåtal af signifikante tendenser for forbedrede vandkvalitetsparametre i Odense Fjord (Rask et al. 1999) og Roskilde Fjord (Hedal et al. 1999) på trods af, at disse fjorde har oplevet kraftige reduktioner i fosforbelastning. Der er ikke observeret forbedringer i sigtddybde, klorofylkoncentrationer, iltvind eller benthisk biomasse. I begyndelsen af overvågningsperioden var søsalat vidt udbredt i både Roskilde Fjord og Odense Fjord. I Roskilde Fjord var mængden af søsalat reduceret fra 1994 til 1997, men i 1998 var

søsalat retur i stor mængde. Tilsvarende var mængden af søsalat reduceret i Odense Fjord i 1996 og 1997, men søsalat var igen udbredt i 1998. I Odense Fjord er der registreret en betydelig rekolonisering af rodfæstede makrofytter i takt med faldende forekomster af søsalat.

Tabel 3.7 Korrelation mellem indikatorer for næringssalte og økosystem for Roskilde Fjord. På station 75 er der ikke målt primærproduktion. Der er ingen statistisk signifikante korrelationer.

	Forår Chl			Forår sigtdybde			Sommer primærproduktion		
	St. 60	St. 65	St. 75	St. 60	St. 65	St. 75	St. 60	St. 65	St. 75
Vinter maksimum DIN	-0,18	0,06	0,29	-0,04	-0,22	-0,30	0,56	0,49	-
Vinter maksimum DIP	-0,04	0,45	0,44	-0,17	-0,39	0,03	-0,58	0,67	-
	Sommer Chl			Sommer sigtdybde			Sommer primærproduktion		
	St. 60	St. 65	St. 75	St. 60	St. 65	St. 75	St. 60	St. 65	St. 75
Antal dage DIN-begrænset	-0,01	0,31	0,37	-0,10	-0,12	0,13	-0,34	-0,42	-
Antal dage DIP-begrænset	0,46	0,21	-0,68	-0,45	-0,34	-0,25	0,26	0,64	-

Tabel 3.8 Korrelation mellem indikatorer for næringssalte og økosystem for Odense Fjord. For station 8 kunne korrelationen mellem sommer primærproduktion og antal dage med DIP-begrænsning ikke udregnes. Statistisk signifikante korrelationer er markeret med fed.

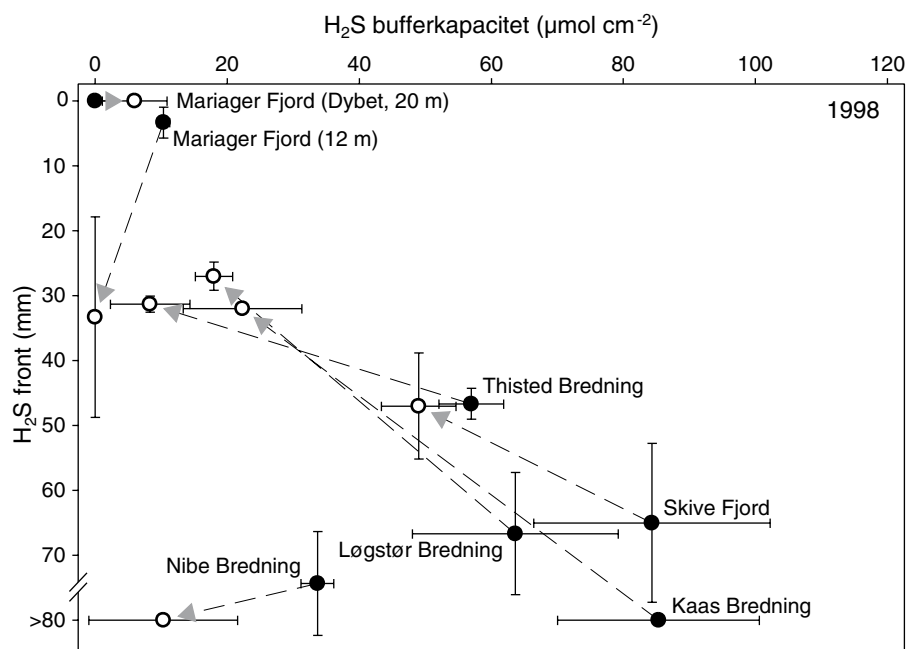
	Forår Chl			Forår sigtdybde			Sommer primærproduktion		
	St. 8	St. 17	St. 22	St. 8	St. 17	St. 22	St. 8	St. 17	St. 22
Vinter maksimum DIN	-0,56	-0,31	-0,11	0,19	-0,24	0,02	-0,36	0,11	-0,21
Vinter maksimum DIP	0,12	-0,02	-0,07	-0,57	-0,25	-0,04	-0,44	0,13	-0,19
	Sommer Chl			Sommer sigtdybde			Sommer primærproduktion		
	St. 8	St. 17	St. 22	St. 8	St. 17	St. 22	St. 8	St. 17	St. 22
Antal dage DIN-begrænset	-0,20	0,04	-0,46	0,60	0,20	0,33	0,37	0,08	-0,35
Antal dage DIP-begrænset	-0,08	-0,36	-0,56	0,16	0,58	0,72	-	-0,41	-0,75

3.2.4 Svovlbrintebufferkapacitet

Bestemmelse af hav- eller fjordbundens svovlbrintebufferkapacitet (også kaldet sedimentets iltningsreserve) giver over en årrække information om ændringer i det pågældende områdes miljøbelastning. Belastningen med organisk stof påvirker sedimentets svovlbrintebufferkapacitet, sådan at en øget belastning vil mindske svovlbrintebufferkapaciteten; men også andre faktorer, som fx meteorologien og de hydrografiske forhold kan påvirke bufferkapaciteten. Svovlbrintebufferkapaciteten og relaterede parametre bliver målt forår og efterår, hvor bufferkapaciteten forventelig er henholdsvis størst og mindst. På hver station laves en tre-dobbelt bestemmelse af svovlbrintebufferkapaciteten, dybden af svovlbrintefronten og indholdet af oxideret jern. Bestemmelsen af de tre parametre foretages i samme sedimentkerne, således at der analyseres tre kerner på hver station. Ifølge NOVA 2003 overvågningsprogrammet bliver bufferkapaciteten på

landsplan bestemt på 35 stationer fordelt på 6 typeområder, 9 repræsentative områder og 3 intensive havstationer.

Miljøovervågningen af marine og estuarine sedimenter indenfor NOVA 2003 overvågningsprogrammet blev påbegyndt 1998, hvor svovlbrintebufferkapaciteten og relaterede parametre blev målt for første gang. Startvanskeligheder betød, at målingerne i 1998 er af begrænset omfang. Omkring 35% af det forventede antal målinger blev gennemført i løbet af 1998, og heraf blev knapt $\frac{3}{4}$ af målingerne gennemført i efteråret. På grund af det begrænsede antal observationer i foråret præsenteres kun samhörørende forårs- og efterårsdata vedr. svovlbrintebufferkapacitet og H_2S -front fra 2 områder hhv. Limfjorden og Mariager Fjord (Figur 3.6). Den grafiske præsentation tjener væsentligst til at påpege nogle tendenser med hensyn til svovlbrintebufferkapacitet og svovlbrintefront hhv. forår og efterår, og der er ikke foretaget en omfattende statistisk analyse af datamaterialet.



Figur 3.6 Samhörørende observationer af svovlbrintebufferkapacitet og H_2S -front, hhv. forår (udfyldte cirkler) og efterår (åbne cirkler), vist ved middelværdi \pm standardafvigelse ($n = 3$) på 6 stationer i Limfjorden og 2 stationer i Mariager Fjord. Bemærk at dybdeangivelsen >80 mm betyder, at H_2S fronten ikke blev fundet indenfor sedimentets øverste 8 cm.

Der ses en markant forskel på svovlbrintefronten hhv. forår og efterår, tydeligst i Limfjorden (Figur 3.6). Her fandt vi om foråret H_2S fra en dybde på 67 ± 14 mm og dybere. I takt med at fjordbunden blev mere og mere reduceret i løbet af sommeren, bevægede H_2S -fronten sig på 4 af Limfjordens stationer mere end 3 cm op mod overfladen. Kun i Nibe Bredning forblev H_2S fronten under 8 cm dybde. I Mariager Fjord var der hele året H_2S i bundvandet i "Dybet", og på denne station nåede H_2S fronten derfor året rundt helt op til sedimentoverfladen. I modstrid til det forventede flyttede H_2S fronten sig nedad i fjordbunden på det lavere vand i Mariager Fjord (12 m) i løbet af sommerhalvåret, hvilket ikke umiddelbart kan forklares. Dette hæn-

ger måske sammen med, at der var indikationer på H_2S i vandsøjlen helt op til 6 meters dybde i begyndelsen af juni. I juli bevægede grænsen mellem iltrigt og iltfattigt vand sig ned i 12-14 m og i løbet af efteråret ned til ca. 18 meters dybde.

På alle stationer i Limfjorden blev der, som forventet, observeret et signifikant fald i bufferkapaciteten i løbet af sommeren. I Mariager Fjord var bufferkapacitet derimod nærmest uændret og $<10 \mu\text{mol } H_2S \text{ pr. cm}^2$ (dvs. nær nul) både forår og efterår i overensstemmelse med, at sedimentet var præget af et højt svovlbrinteindhold hele året rundt.

3.2.5 Vand- og næringsstoftransport

Modelgrundlag

Næringsstofeksporten fra enkelte fjorde til det omkringliggende farvand er beregnet for 1998 ved at integrere næringssalttransporten ved fjordmundingen over året. Næringsstoftransportberegningerne er baseret på 1) vandskiftmodeller, der fastlægger saliniteten og salttransporten ved fjordmundingen, og på 2) observationer af salinitet og næringsstofkoncentration nær munden af fjorden. Modellerne er nyetablerede i NOVA 2003 og kan forventes at blive justeret i de kommende år for enkelte af fjordene. For disse fjorde vil vandskiftet og stoftransporten blive genberegnet, således at modelgrundlaget er ensartet for hele modelleringsperioden (1998-2003). Dermed kan de beregnede stoftransporter for 1998 blive justeret i de kommende af-rapporteringer. Der er tidligere gennemført modelleringer af enkelte af typefjordene i regionalt regi. Dette muliggør en god og sammenhængende vurdering af netto-budgetterne for disse fjorde over en længere årrække.

Roskilde Fjord

I forårsmånederne var der en eksport af 1.000 tons total kvælstof (TN) fra Roskilde Fjord til Isefjorden. Denne periode blev efterfulgt af en import af TN, således at nettoeksporten fra vinteren til sommeren var 50 tons TN. I løbet af sommer- og efterårsmånederne var nettotransporten ubetydelig. Først i det sene efterår eksporteredes der igen markante mængder TN til Isefjorden. Undtagen i enkelte perioder med stor import og eksport af total fosfor (TP), var der en jævn eksport fra Roskilde Fjord i løbet af hele året.

For Roskilde Fjord foreligger der simuleringer for 1985, 1992 og 1998 (Figur 3.7 A). TN-eksporten fra Roskilde Fjord var i 1985: 341 tons, 1992: 225 tons, 1998: 150 tons. Årsagen til denne variation i TN-eksporten er ikke fastlagt, men kan ikke forklares på basis af ændringer i TN-belastningen i de pågældende år. Total fosfor (TP) eksporten var 63 tons, 50 tons og 15 tons i henholdsvis 1985, 1992 og 1998. I samme periode aftog TP-koncentrationsniveauet i vandet, og TP-eksporten fra Roskilde Fjord reduceredes dermed tilsvarende. Årsagen til den reducerede TP-eksport var sandsynligvis en reduktion i TP-belastningen i perioden, som bevirkede, at både TP-mængden i vandfasen og den interne belastning er mindsket. Beregningerne for Roskilde Fjord er dog kun for enkelte år, og entydige konklusioner med hensyn til TN- og TP-eksporternes afhængighed af belastning og intern omsætning må afvente yderligere beregninger.

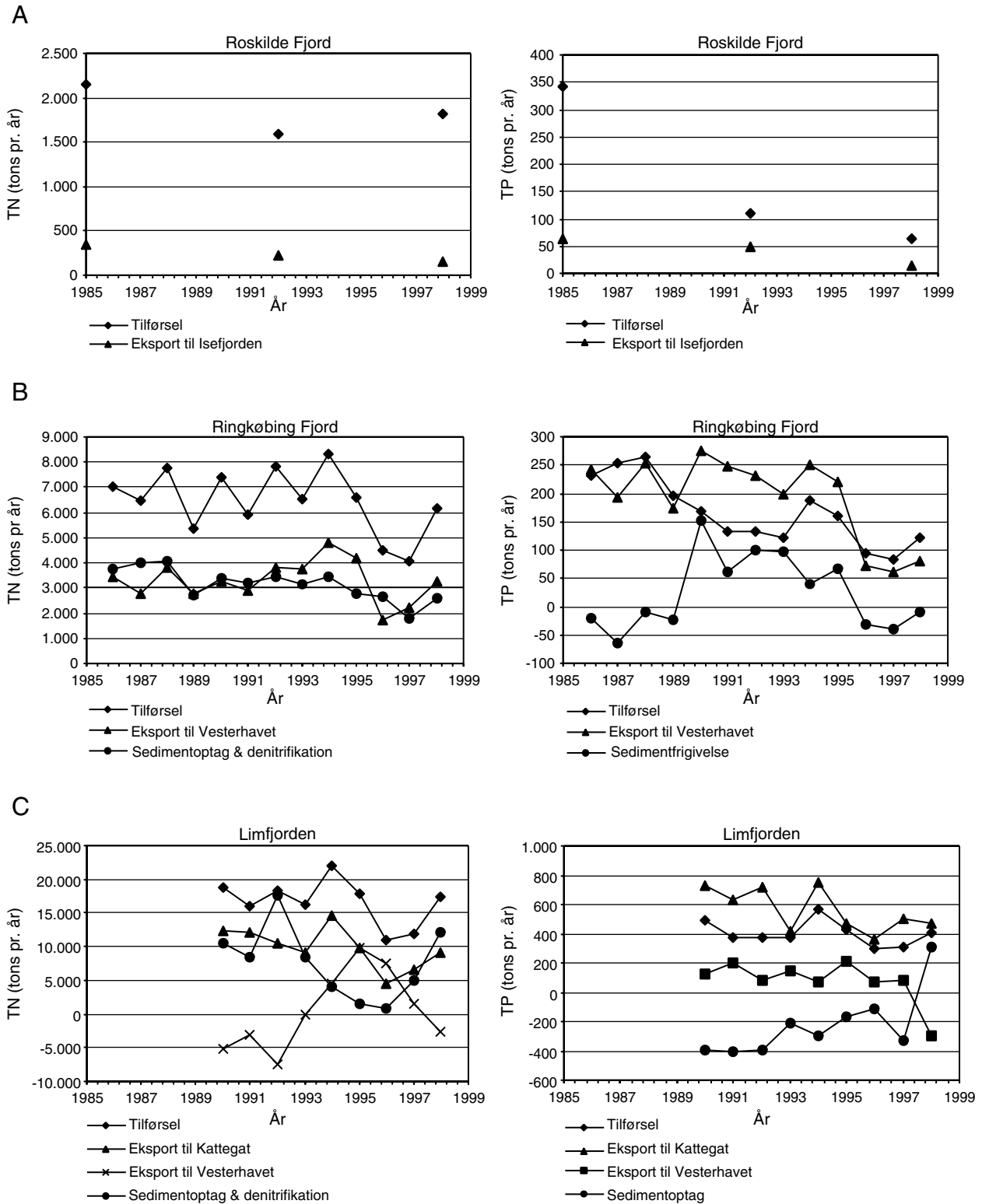
Ringkøbing Fjord

Fra januar til april var eksporten af TN fra Ringkøbing Fjord godt 400 tons pr. måned. Herefter aftog eksporten, således at den var godt 100 tons pr. måned indtil november, hvor eksporten øgedes til 500 tons pr. måned i november og december. Eksporten af nitrat og nitrit udgjorde godt 65% af TN-eksporten. Ammoniumeksporten nåede 10-15 tons pr. måned i vinterperioderne. Ligesom TN-eksporten var TP-eksporten størst i vintermånederne og det sene efterår (10 og 15 tons pr. måned). I resten af året var eksporten 2-4 tons TP pr. måned. Eksporten af uorganisk P var 1 tons pr. måned, hvilket er en faktor 10 mindre end TP-eksporten. Kun i november var eksporten af uorganisk P større og nåede her op på 4 tons pr. måned.

Siden 1986 er der foretaget en modellering af Ringkøbing Fjords vand- og stoftransporter (*Figur 3.7 B*). Af denne modellering fremgår det, at eksporten af TN til Vesterhavet var nær middelværdien i 1998, efter to nedbørsfattige år med ringe TN-tilførsel fra land og tilsvarende ringe eksport til Vesterhavet. Siden 1988 er TP-tilførselen i fjorden blevet reduceret fra godt 250 tons pr. år til 100 tons pr. år. Indtil 1996 har TP-eksporten til Vesterhavet derimod været på et niveau på 200 tons pr. år. Den store eksport indtil 1996 var betinget af en sedimentfrigivelse af TP på 50-150 tons pr. år. I 1996 ændredes slusepraksis, således at fjordens salinitet blev øget. Som konsekvens af den ændrede slusepraksis faldt eksporten af TP til Vesterhavet, fordi sedimentet ikke længere havde en netto-frigivelse af TP, men derimod et netto-optag. Der var således en netto-tilførsel af TP på 10-40 tons pr. år til sedimentet fra 1996 til 1998. Årsagen til dette skift er ikke endeligt klarlagt, men kan forklares ved, at fjorden har indstillet sig på den reducerede TP-tilførsel, hvor specielt den mobile TP-mængde kan være reduceret fra 1988 til 1995. En anden mulighed er, at flora- og faunaændringer i forbindelse med den ændrede slusepraksis har medført et skift fra netto-TP-frigivelse til netto-TP-optag.

Limfjorden

Fra januar til marts eksporterede Limfjorden godt 4.000 tons TN til Kattegat, mens der strømmede godt 1.200 tons TN ind fra Vesterhavet. Fra oktober til december var der igen en stor TN-transport fra Limfjorden til Kattegat (3.000 tons). Tilførslen fra Vesterhavet til Limfjorden var godt 700 tons. I foråret og sommeren var transporterne moderate (500 tons pr. måned). TP-transporten fra Limfjorden til Kattegat havde en størrelsesorden på 10-50 tons pr. måned, mens importen af TP fra Vesterhavet til Limfjorden var meget fluktuerende med et maksimum i februar på 160 tons pr. måned. På årsbasis eksporterede Limfjorden 9.000 tons TN og 500 tons TP til Kattegat. Fra Vesterhavet importeredes 3.000 tons TN og 300 tons TP.



Figur 3.7 Landbaseret stoftilførsel og eksport af TN og TP for Limfjorden, Ringkøbing Fjord og Roskilde Fjord. Sedimentoptag og denitrifikation er beregnet som restledet i fjordenes netto-massebalancer. Estimeret af sedimentoptag og denitrifikation indeholder dermed en betydeligt usikkerhed. Samvariationen mellem TN-eksport til Vesterhavet og sedimentoptaget og denitrifikation for Limfjorden er således et model-artefakt.

Limfjordens vand- og stoftransporter er blevet modelleret siden 1990 (Figur 3.7 C). Limfjorden eksporterede mellem 4.000 og 15.000 tons TN pr. år til Kattegat i perioden 1990 til 1997. Eksporten i 1998 var dermed normal i forhold til de tidligere år. Transporten mellem Vesterhavet og Limfjorden var ikke så entydig. Ved Vesterhavsranden havde Limfjorden en netto-import af TN i årene 1990-1992 og 1998 og en eksport i perioden 1994-1996. En overkoncentration af TN i Limfjorden samt vestgående strøm resulterede i eksporten i 1994-1996. Limfjorden eksporterede i 1990-1997 TP til Vesterhavet (100 tons pr. år), og importen af TP i 1998 (300 tons) var således atypisk. Denne import skyldes, at der i 1998 i perioder var høje TP-koncentrationer i Vesterhavet og samtidig østgående strøm ved Thyborøn. TP-eksporten til Kattegat fluktuerede fra 400 til 800 tons pr. år. I perioden 1996 til 1998 var TP-eksporten dog gennemgående lav (400 og 500 tons pr. år). Massebalancen for TP viste, at TP-frigivelsen fra sedimentet må være reduceret fra 1990 til 1998. Undtaget herfra er 1994 og 1997, hvor der er observeret et omfattende iltsvind og deraf følgende øget fosfat-frigivelse i Limfjorden.

Øvrige typefjorde

Modelberegningerne for de øvrige typefjorde afventer næste års af-rapportering.

Konklusion

I løbet af den milde vinter var temperaturen i overfladevandet et par grader højere end middelværdien. Tilsvarende resulterede den kølige sommer i en lav temperatur i overfladevandet. I forårsmånederne resulterede en høj salinitet i overfladevandet i de åbne farvande i en forøget salinitet i de indre danske farvandes fjorde. Modelresultaterne tyder på, at TN-eksporten fra typefjorde i 1998 har samme størrelsesorden som i de forudgående år. For Ringkøbing Fjord er det vel-dokumenteret, at TP-eksporten er reduceret i perioden 1996-1998 i forhold til perioden indtil 1996. Derudover viser beregningerne fra Limfjorden og Ringkøbing Fjord, at sedimentfrigivelsen af fosfat er reduceret i løbet af 1990erne. Årsagssammenhængen til reduktionen i fosfatfrigivelsen er ikke endeligt klarlagt, men kan forklares ved, 1) at fjordene er ved at indstille sig på den reducerede TP-tilførsel, hvor specielt den mobile TP-mængde kan være reduceret i 1990erne, og ved 2) at flora- og faunaændringer medfører en reduktion i TP-frigivelse fra sedimentet, og endeligt ved 3) at iltsvindshyppigheden i fjordene er reduceret i løbet af 1990erne, hvorved sedimentfrigivelsen af fosfat ligeledes er reduceret. En reduceret iltsvindshyppighed er dog ikke dokumenteret for datamaterialet.

3.2.6 Iltforhold

Bundvandets iltindhold har stor betydning for livsbetingelserne for bundfaunaen og bundlevende fisk. Iltkoncentrationen ved bunden er resultatet af to modsatrettede processer, nemlig iltforbruget forårsaget af nedbrydning af organisk stof, og ilttilførslen, der først og fremmest er styret af vindforholdene. Iltforbrugets hastighed afhænger af mængden og kvaliteten af tilført organisk stof og af temperaturen. Føringede iltforhold forudsætter en lagdeling af vandsøjlen, så ilttilførslen begrænses. Derfor forekommer iltsvind i lavvandede farvande kun i forbindelse med stille, varme perioder med etablering af en termoklin eller ved indtrængen af et tyndt lag salt bundvand. I dybere farvande med permanent lagdeling i sommerhalvåret ses derimod et karakteristisk mønster med højt iltindhold i bundvandet i vinterperioden efterfulgt af faldende iltindhold fra foråret til sensommer og efterår, hvor iltindholdet er lavest (Ærtebjerg et al. 1998). Et forstærket iltforbrug eller en reduceret ilttilførsel kan derfor medføre kritisk lave iltindhold. Modelberegninger har vist, at iltindholdet i bundvandet i de indre danske farvande er koblet til kvælstoftilførslen, og at en vedvarende reduktion i tilførslen vil forbedre iltforholdene signifikant (Ærtebjerg et al. 1998).

I perioden fra 1970erne til starten af 1990erne er der set signifikante fald i bundvandets iltkoncentration sensommer-efterår i Kattegat (Anderson & Rydberg 1993, Agger & Ærtebjerg 1996), Øresund og Femer Bælt (Agger & Ærtebjerg 1996), Storebælt (HELCOM 1996), Lillebælt (Ærtebjerg et al. 1998) og Kiel Bugt (Weichart 1992).

Definition af iltsvind

I Danmark betegnes det operationelt som "iltsvind", når koncentrationen er under 4 mg pr. liter, og "kraftigt iltsvind" når koncentrationen er under 2 mg pr. liter. I førstnævnte tilfælde udviser bundlevende fisk flugtreaktioner. Øges intensiteten og varigheden af iltsvindet, dør de mest iltsvindsfølsomme bunddyr. Et sulfidudslip i iltsvindets sidste fase vil betyde en omfattende reduktion af bundfaunaen i området.

Iltforhold i 1998

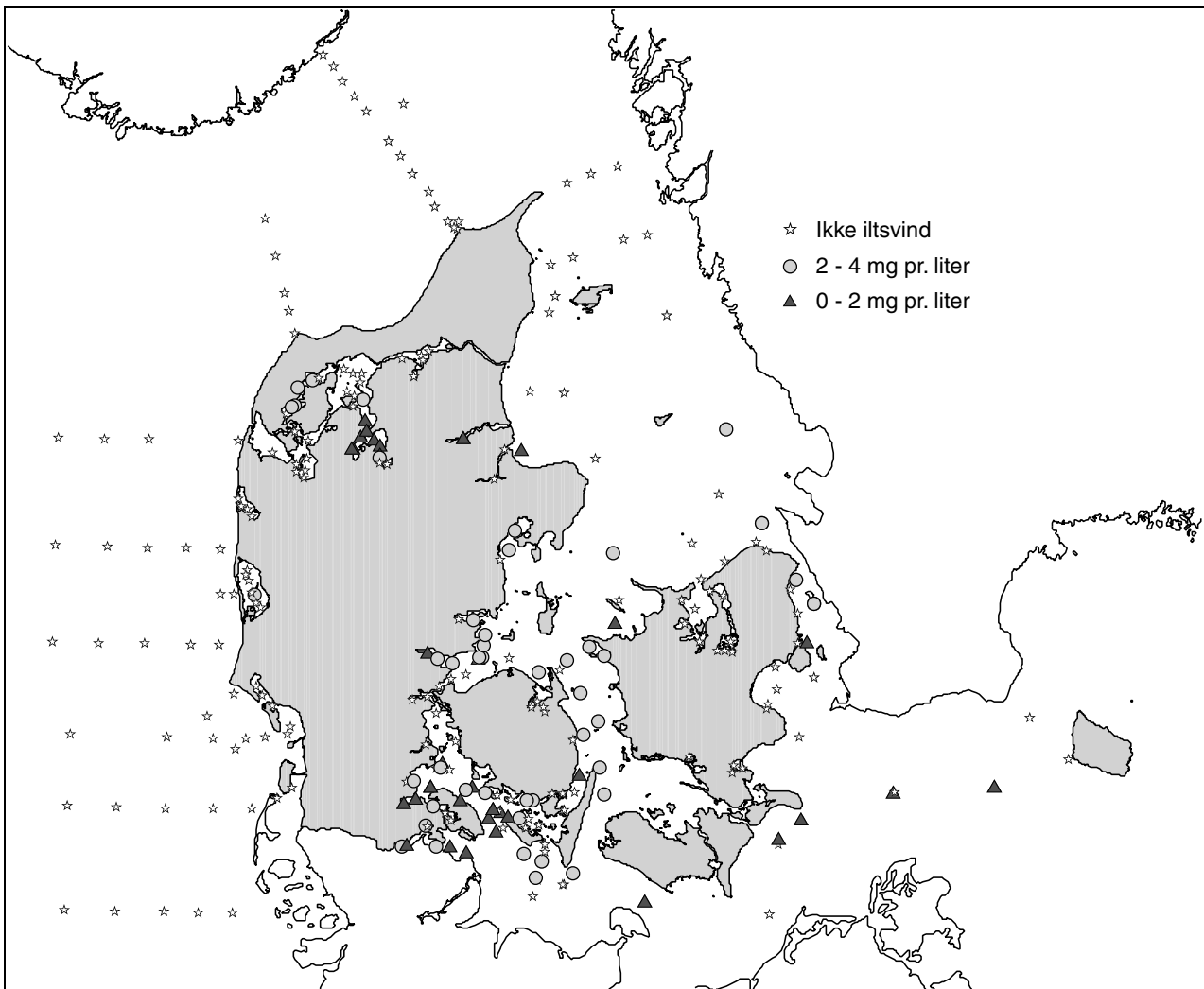
Stationer, hvor der inden for perioden august-oktober 1998 er målt ilt i danske farvande, og hvor der mindst én gang i perioden er observeret iltsvind eller kraftigt iltsvind, er vist i *Figur 3.8*.

Ringkøbing Fjord

I de lavvandede Ringkøbing og Nissum fjorde kan iltsvind opstå i forbindelse med etablering af et salt bundlag ved indslusning af saltvand fra Vesterhavet. Iltsvindshændelserne i Ringkøbing Fjord var i 1998 få og af kort varighed. Kun i fjordens dybeste del (4-5 m) blev der observeret en sammenhængende iltsvindperiode på 15 dage i slutningen af maj.

Limfjorden

I Limfjorden var iltsvindet i 1998 af begrænset udbredelse og varighed. Kun i Lovns Bredning og Hvalpsund var der kraftigt iltsvind i ca. 4 uger, og i Skive Fjord og Risgårde Bredning i 1-2 uger, mens der i Thisted Bredning, Vilsund og Dragstrup Vig kun observeredes kraftigt iltsvind ved en enkelt lejlighed. I Lovns Bredning medførte iltsvindet bl.a. frigivelse af næringssalte fra sedimentet, og der blev konstateret døde børsteorme, sandmuslinger og krabber, mens blåmuslingerne overlevede.



Figur 3.8 Stationer i danske farvande, hvor der i 1998 er målt ilt, og hvor der er observeret iltvind (<4 mg pr. liter) eller kraftigt iltvind (<2 mg pr. liter) mindst én gang i løbet af månederne august-oktober.

Mariager Fjord

Det næsten permanent iltfrie "Dybet" i Mariager Fjord blev i slutningen af januar tilført iltrigt vand fra Kattegat, men ilten blev opbrugt i de følgende to måneder. Grænsen mellem det iltrige overfladevand og det iltfattige bundvand lå i foråret omkring 10 meters dybde. I en periode med stille vejr omkring 1. juni tyder bundfauna undersøgelser på, at der i områder med mindre vanddybde kan have været kraftigt iltvind, måske med forekomst af svovlbrinte i op til 6 meters dybde. I første halvdel af juli bevægede grænsen mellem det iltrige og iltfattige vand sig ned til 12-14 m og i løbet af efteråret ned til ca. 18 meters dybde.

Århus Bugt

I den centrale Århus Bugt var iltindholdet i januar-februar og april lavere end normalt pga. omsætning af en usædvanlig masseforekomst af flagellater i januar-februar og forårsopblomstringen af kiselalger i marts. I resten af året var iltindholdet over eller på niveau med langtidsmidlen for 1989-97. Der blev kun registreret iltvind i sidste halvdel af september, og på intet tidspunkt kraftigt iltvind. Kystnært syd for Århus observeredes som tidligere iltvind flere gange fra midten af august til slutningen af september. I midten af august meldte fiskere om fangst af døde og slappe fisk ud for Sletter-

hage. I Kalø Vig registreredes iltsvind i sidste halvdel af både august og september.

Nordlige Lillebælt

I det nordlige Lillebælt observeredes et kortvarigt iltsvind i slutningen af august og begyndelsen af september. Derefter målt kun enkelte tilfælde af iltsvind i området med størst udbredelse i slutningen af september.

Vejle Fjord

Også i Vejle Fjord var der kun en begrænset iltsvindshændelse i 1998 sidst i september. Horisontal transport bevirkede, at iltsvindet kortvarigt fik en relativt stor udbredelse i de mere lavvandede dele af fjorden. Iltindholdet var generelt højt sammenlignet med den seneste 10-års periode, undtagen i september-oktober.

Sydlig Lillebælt

I det sydlige Lillebælt forekom i 1998 et usædvanligt langvarigt og kraftigt iltsvind fra maj til oktober med under 4 mg pr. liter i 5 måneder og under 2 mg pr. liter i 4 måneder i det dybe bassin mellem Als og Ærø. Fra begyndelsen af august til midten af oktober var der iltfrit ved bunden med frigivelse af svovlbrinte fra sedimentet i mere end 2 måneder. I Ærøbassinet observeredes døde børsteorme og enkelte fisk i slutningen af august. Iltsvindet havde sin største udbredelse i september og medførte en betydelig frigivelse af næringsalte, som gav ophav til en springlagsopblomstring af planktonalger. Varighed og intensitet af iltsvind i det sydlige Lillebælt er generelt tiltaget i perioden 1975-98, og der ses et signifikant fald i iltindholdet om efteråret i denne årrække, men ikke i perioden 1989-98 eller i forårets iltkoncentration.

Åbenrå Fjord

Også i Åbenrå Fjord var iltsvindet i 1998 langvarigt og kraftigt. I den ydre del af fjorden var iltindholdet allerede i slutningen af april under 4 mg pr. liter, og i begyndelsen af maj under 2 mg pr. liter på dybder over 30 m og i juni på dybder over 20 m. Først i begyndelsen af november blev der igen tilført ilt til bundvandet. Iltsvindet kom i yderfjorden således til at vare i 6 måneder, hvilket er væsentligt længere end i de sidste 5 år. Iltsvindet i den indre del af fjorden startede i slutningen af juni og varede til begyndelsen af oktober. Iltsvindet kulminerede i september, hvor i alt 51% af fjordens areal var berørt af dårlige iltforhold.

Flensborg Fjord

I Flensborg Fjord startede iltsvindet i begyndelsen af juni på dybder større end 17 m. Situationen forværredes gennem juli og kulminerede i begyndelsen af september med iltsvind i inderfjorden på dybder større end 12 m og kraftigt iltsvind på dybder større end 15 m. I yderfjorden var grænserne for iltsvind og kraftigt iltsvind henholdsvis 20 meters og 23 meters dybde, og 37,5% af fjordens areal var ramt af iltsvind. I inderfjorden var iltindholdet om foråret i perioden 1994-98 signifikant højere end i årene 1989-93, mens den minimale iltkoncentration om efteråret generelt har været nul gennem hele undersøgelsesperioden. I yderfjorden ses en signifikant stigning i både forårets og efterårets minimale iltkoncentrationer gennem perioden 1989-98, selv om iltindholdet i 1998 var lavere end de foregående år.

Sejerø Bugt og Kalundborg Fjord

Der blev observeret iltsvind i den sydlige del af Sejerø Bugt fra starten af august til slutningen af oktober med kraftigt iltsvind og totalt iltfrie forhold en del af perioden. I den nordlige del af bugten obser-

veredes iltsvind fra midten af september til begyndelsen af oktober. Ligeledes blev der i Kalundborg Fjord konstateret iltsvind i den ydre del fra midten af august til begyndelsen af oktober og i den inderste del både i august og oktober.

Andre kystnære områder

I andre fjorde og kystnære områder, hvor der i tidligere år undertiden har været iltsvind, blev der i 1998 ikke eller kun sporadisk observeret kortvarige iltsvind. Som normalt er der i 1998 ikke observeret iltsvind i Vadehavet, Nissum Fjord, Randers Fjord, Horsens Fjord, Kolding Fjord, Augustenborg Fjord, Odense Fjord, Kertinge Nor, Karrebæk Fjord, Dybsø Fjord, Karrebæksminde Bugt, Præstø Fjord, Korsør Nor, Roskilde Fjord og Bornholms kystfarvande. De ofte forekommende iltsvind i fx Helnæs Bugt, Det sydfynske Øhav, Isefjord og Køge Bugt blev ikke observeret på grund af de særlige meteorologiske forhold.

Årsager til iltforsvulning i 1998

Relativt gode iltforsvulningsforhold 1998 i lavvandede områder

Iltsvind i fjorde og kystnære områder var i 1998 af begrænset udbredelse, varighed og intensitet, undtagen i det sydlige Lillebælt med tilstødende fjorde. Efter to tørre år med både lav kvælstof- og fosfortilførsel var kvælstofudledningerne i 1998 igen omkring eller over middel for perioden 1989-97. De relativt gode iltforsvulningsforhold i lavvandede kystfarvande må derfor hovedsageligt tilskrives meteorologiske forhold med mange vindhændelser og lavere temperatur i sommerperioden, der forhindrede en længerevarende etablering af termokliner. De hyppige omrøringer til bunden gav i lavvandede områder desuden de benthiske filtratorer mulighed for delvis at kontrollere mængden af fytoplankton i vandsøjlen. Den lave næringsstofftilførsel i 1996-97 kan have haft en afsmittende effekt på miljøforholdene i 1998 pga. mindre overførsel af organisk stof og næringsalte fra året før.

Langvarigt kraftigt iltsvind i det sydlige Lillebælts område

De dybe lagdelte områder af det sydlige Lillebælt, Åbenrå Fjord og Flensborg Yderfjord var i 1998 udsat for et usædvanligt langvarigt og kraftigt iltsvind. Foruden den relativt store forårsopblomstring af kiselalger skyldes det en tidlig etablering af et kraftigt springlag i forbindelse med udstrømning fra Østersøen i begyndelsen af april. Østersø vandet overlejlrede den tidligere overfladevandmasse med stort indhold af planktonalger fra forårsopblomstringen. Denne vandmasse blev derved til stagnerende bundvand, hvor iltindholdet hurtigt faldt til kritisk lave værdier. Vandmassen udskiftedes først endeligt i slutningen af oktober.

Langtidsudvikling af iltforsvulning

Stigning forår og fald efterår på enkelte stationer i Bælthavet

På alle stationer med mere eller mindre permanent lagdeling er udført trend-analyser med Kendall- τ test af "forårets" (april-juni) og "efterårets" (juli-oktober) minimale iltkoncentrationer. I tabel *Tabel 3.9* er kun vist de stationer, hvor der er fundet en signifikant udvikling. De er alle beliggende i Bælthavsområdet og Øresund. På 7 ud af 9 stationer er der fundet en signifikant stigning i forårets minimale iltkoncentration; kun i Odense Fjord ses et fald. Om efteråret er udviklingen modsat, idet der på 7 stationer ud af 8 er fundet et signifikant fald, kun i Flensborg Yderfjord ses en signifikant stigning.

Tabel 3.9 Stationer hvor der ved Kendall- τ test er fundet en signifikant (5%) udvikling i "forårets" (april-juni) eller "efterårets" (juli-oktober) minimale iltkoncentration. Materialet er ikke korrigeret for ændret prøvetagningsfrekvens i undersøgelsesperioden, hvilket kan have en betydning for registrering af minimumværdier.

Område	Station	Sæson	Periode	Udvikling
Odense Fjord	6900017	Forår	1977-98	↓
Odense Fjord	6910008	Forår	1989-98	↓
Lillebælt Nord	6870	Forår	1977-98	↑
Åbenrå Fjord	15	Forår	1988-98	↑
Augustenborg Fjord	12	Forår	1988-98	↑
Flensborg Inderfjord	KFF2	Forår	1987-98	↑
Flensborg Yderfjord	KFF5	Forår	1987-98	↑
Det sydfynske Øhav	6500051	Forår	1989-98	↑
Svendborg Sund	6500033	Forår	1989-98	↑
Odense Fjord	6900017	Efterår	1977-98	↓
Snævringen	20 og 21	Efterår	1976-98	↓
Lillebælt Syd	6300043	Efterår	1975-98	↓
Flensborg Yderfjord	KFF5	Efterår	1987-98	↑
Det sydfynske Øhav	6500051	Efterår	1977-98	↓
Langelands Sund	6500053	Efterår	1979-98	↓
Øresund	431	Efterår	1970-98	↓
Køge Bugt	1727	Efterår	1985-98	↓

Konklusion

Iltsvind i fjorde og kystnære områder var i 1998 af begrænset udbredelse, varighed og intensitet, undtagen i det sydlige Lillebælt. De relativt gode iltforhold i lavvandede kystfarvande skyldes især mange vindhændelser og lav temperatur i sommerperioden 1998. Kvælstofudledningerne var i 1998 omkring eller over middel for perioden 1989-97.

De dybe lagdelte områder af det sydlige Lillebælt, Åbenrå Fjord og Flensborg Yderfjord var i 1998 udsat for et usædvanligt langvarigt og kraftigt iltsvind. Dette var pga. stor forårsopblomstring og tidlig etablering af et kraftigt springlag, hvorved det tidligere overfladevand blev til stagnerende bundvand. Bundvandet blev først udskiftet endeligt i slutningen af oktober.

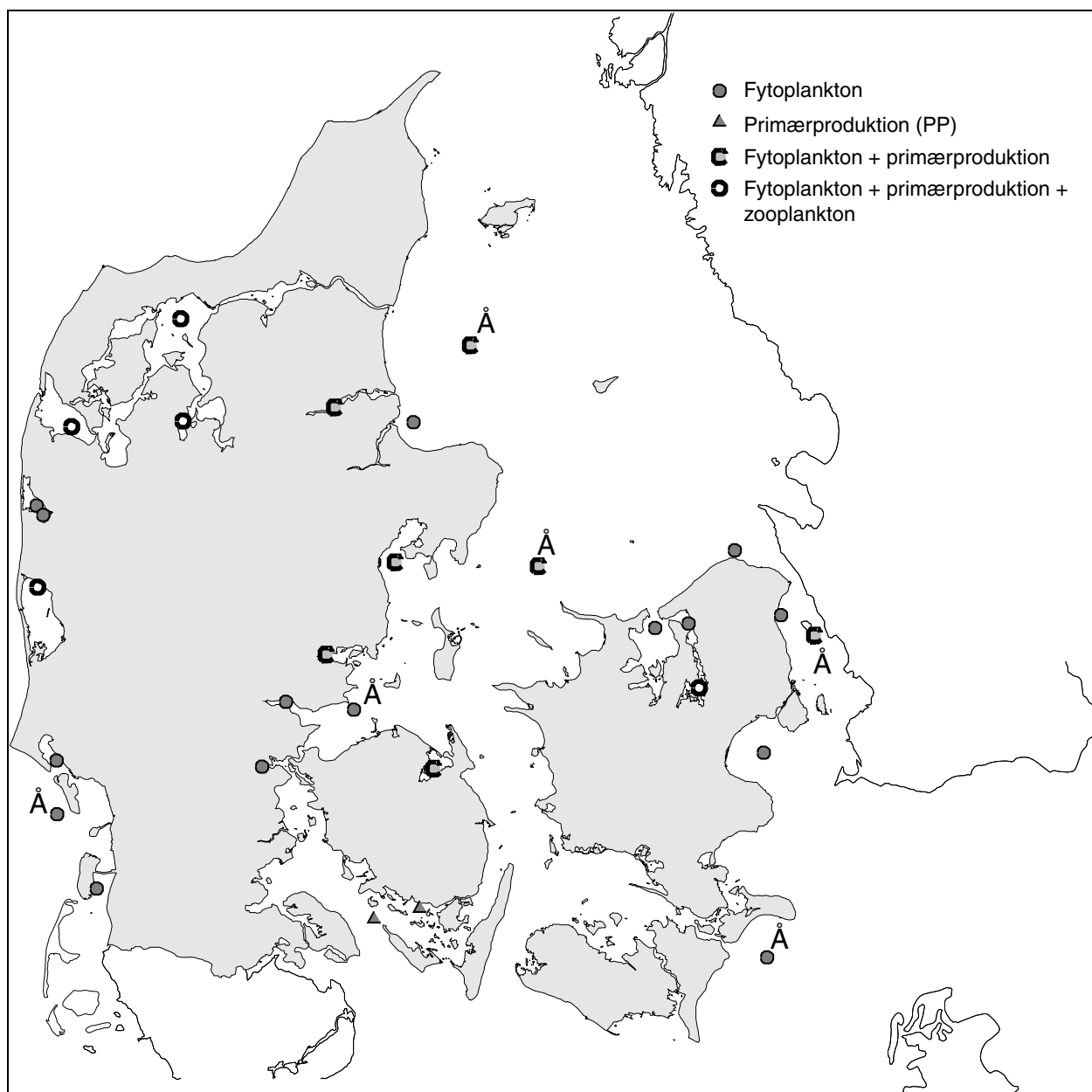
På enkelte stationer i Bælthavet ses en signifikant udvikling i forårets eller efterårets minimale iltkoncentration fra 1970erne eller 1980erne til 1998. Generelt ses på disse stationer om foråret en stigning, mens der om efteråret ses et fald i iltkoncentrationen.

3.2.7 Plankton

I NOVA-programmet indgår undersøgelser af primærproduktion og fytoplankton samt mikro- og mesozooplankton artssammensætning

og biomasse til beskrivelse af planktonsamfundene. Prøvetagningsområderne er i NOVA delt op på 6 typeområder, hvor samtlige planktonparametre undersøges 26 gange om året og 34 repræsentative områder, hvoraf der på 4 indgår målinger af primærproduktion og på 6 undersøgelser af fytoplankton artssammensætning og biomasse med forskellig frekvens (Miljøstyrelsen 1999).

Placering af stationer, hvor der fra 1998 foreligger målinger af planktonparametre er vist i *Figur 3.9*. I den efterfølgende beskrivelse af plankton inddrages desuden målinger af klorofyl a og sigtddybde.



Figur 3.9 Placering af stationer, hvorfra der i 1998 foreligger undersøgelser af fytoplankton artssammensætning og biomasse, primærproduktion og mikro- samt mesozooplankton artssammensætning og biomasse. Intensivhavstationer er angivet med Å.

Plankton

Indenfor de sidste par år er der foretaget flere grundige analyser af de pelagiske parameter fra Vandmiljøplanens overvågningsprogram, fx fytoplankton (Agger et al. 1994) og specifikke temaer vedr. plankton i fjorde (Kaas et al. 1996) samt de åbne farvande (Ærtebjerg et al. 1998). Dette afsnit vil med udgangspunkt i de indrapporterede 1998 data gennemgå og sammenligne typeområdernes planktonsuccession. I forhold til tidligere rapporter vil denne NOVA 2003 afrapportering inddrage både mikro- og mesozooplankton, hvilket giver et bedre grundlag for at beskrive og forstå årsagssammenhænge i de frie vandmasser.

Mesozooplankton vigtige i åbne farvande

I de mere åbne farvande har mesozooplanktonet (vandlopperne) i sommerperioden kapacitet til at græsse den daglige primærproduktion (Ærtebjerg et al. 1998). Om foråret, hvor temperaturen er lav og populationen af mesozooplankton er lille, er det derimod primært mikrozooplankton (ciliater og heterotrofe dinoflagellater), som står for græsningen på fytoplankton (Nielsen & Kiørboe 1994, Hansen 1991). Ønsker man at forstå omsætningen af næringssalte og organisk materiale i de frie vandmasser, herunder eksporten til bunden, bør disse centrale grupper inddrages i monitoreringen. I modsætning til mesozooplanktonet, der typisk har generationstider på uger, har det encellede mikrozooplankton vækstrater af samme størrelsesorden som fytoplanktonet og generationstider på dage. Dette medfører, at der typisk ses en kobling mellem fytoplanktonopblomstringen i foråret og mikrozooplanktons populationsopbygning i foråret. I løbet af foråret og sommeren etableres mesozooplanktonpopulationen, der overtager rollen som den væsentligste pelagiske græsser (Nielsen & Hansen 1999).

Mesozooplankton regulerer mikrozooplankton

Mesozooplankton græsser på både fyto- og mikrozooplankton, hvorfor der ofte ses en nedgang i bestanden af større alger og mikrozooplankton i sommerperioden, hvor mesozooplanktonet toppe.

Dominerende grupper

Fytoplankton - artssammensætning og biomasse

Fytoplanktonbiomassen domineredes på årsbasis i de fleste områder af kiselalger efterfulgt af furealger. De mest markante afvigelse fra dette mønster var dominans af blågrønalger og grønalger i de brakke områder Nissum Fjord og Felsted Kog, nanoflagellater i Løgstør Bredning, rekylalger og dinoflagellater i Nissum Bredning samt øjealger, den autotrofe ciliat *Mesodinium rubrum* og rekylalger i Roskilde Fjord.

Forårsmaksima

I Øresund, Kattegatområdet, Ringkøbing Fjord og i Nissum Bredning lå fytoplanktonets forårsmaksimum i februar-marts, mens det i Roskilde, Kolding, Horsens og Mariager fjorde samt i Løgstør Bredning fandtes i april. I Skive, Nissum og Vejle fjorde registreredes de første biomassemaksima i maj-august.

Tidlig udvikling

I 1998 var fytoplanktonbiomasserne generelt lavere end gennemsnittene for perioden 1989-1997. Kun i det sydlige Kattegat, i Hevring Bugt ud for Randers Fjord og i Mariager Fjord var fytoplanktonbiomasserne generelt højere i 1998 end gennemsnittet for de foregående ti år.

- Benthø-pelagisk kobling* De to mest markante eksempler på ændringer i forhold til tidligere, hhv. Ringkøbing Fjord med lavere og Mariager Fjord med højere biomasse i 1998, kan begge kobles til ændringer i områdets muslingebestand. Muslinger filtrerer store vandmængder og kan dermed reducere fytoplanktonbiomassen betydeligt.
- Ringkøbing Fjord i bedring* I Ringkøbing Fjord er der siden 1995 sket et signifikant fald i fytoplanktonbiomassen og en samtidig ændring i artssammensætningen. Gennemsnitsbiomassen var i 1998 under 10% af biomassen i 1995, og den tidligere dominans af blågrønalger er nu afløst af nanoflagellater som den vigtigste gruppe. Til forskel fra tidligere blev der ikke registreret masseforekomster. Ændringerne i fytoplanktonsamfundet afspejler den ændrede slusepraksis, der har medført højere salinitet i fjorden samt kolonisering med sandmuslingen *Mya arenaria* (Laursen et al. 1999b).
- Mariager Fjord efter iltsvind* Den mest iøjnefaldende stigning i fytoplanktonbiomassen i forhold til tidligere var i Mariager Fjord, hvor kun biomasserne i oktober-december lå under de tidligere års gennemsnit. Samtidig registreredes ændringer i artssammensætningen med usædvanlige opblomstringer af *Chaetoceros curvisetus* og *C. debilis* i januar og *Cerataulina pelagica* i april, og et skift fra den tidligere dominans af kiselalger i sommerperioden til furealger i 1998. Desuden var 1998 karakteriseret ved meget små forekomster af den autotrofe ciliat *Mesodinium rubrum*, der tidligere dominerede biomassen i vinterperioden. *Mesodinium rubrum* kan pga. sin selvbevægelighed holde sig tæt på overfladen og vil derfor ikke være så udsat for muslinge-græsning som fx kiselalger. Ændringerne i fytoplanktonsammensætningen er derfor sandsynligvis en følge af udryddelsen af muslingerne i fjorden under det meget kraftige iltsvind i august 1997 (Sørensen et al. 1999).
- Masseforekomster* Masseforekomster (> 200 µg C pr. liter) af enkelte arter eller artskomplekser fremgår af Tabel 3.10. I Nissum Fjord og Felsted Kog registreredes masseforekomster af grønalger (chlorococcale grønalger < 5 µm og *Scenedesmus* spp.) og blågrønalger (*Woronichinia/Snowella/Coelomorion* spp.) i perioden maj til september. I de øvrige områder var de mest karakteristiske masseforekomster sommeropblomstringerne af kiselalgerne *Rhizosolenia fragilissima* og *Skeletonema costatum*.
- I Mariager Fjord blev der registreret masseforekomster af hele syv forskellige arter/artskomplekser (Tabel 3.10), hvoraf kiselalgerne *Chaetoceros curvisetus/debilis* i januar og *Cerataulina pelagica* i april var usædvanlige for fjorden. Den hidtil største biomasse registreret i Mariager Fjord fandtes under en usædvanlig kraftig opblomstring af dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* (ca. 4.900 µg C pr. liter) i juli.
- Ciliaten *Mesodinium rubrum* udgjorde en væsentlig del af biomassen i Kolding og Roskilde fjorde, men kun i Kolding Fjord var der tale om en egentlig masseforekomst. Masseforekomster af denne art er tidligere set i mange områder.

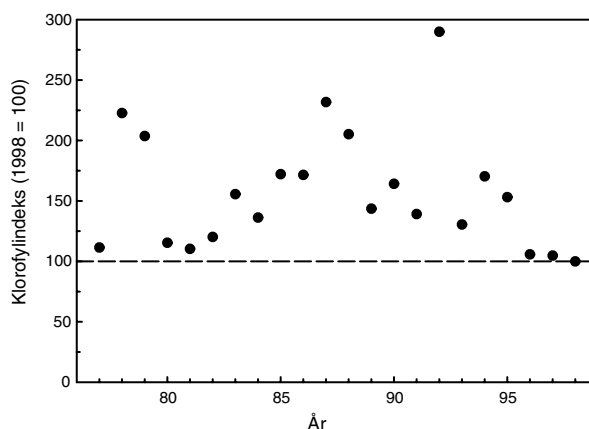
Tabel 3.10 Masseforekomster af fytoplankton i type- og repræsentative områder 1998.

Masseforekomster 1998	Område	Årstid	Biomasse ($\mu\text{g C pr. liter}$)
Cyanophyceae – blågrønalger			
<i>Woronichinia/Snowella/Coelomoron</i> spp.	Nissum Fjord, Felsted Kog	juli-september	563-3019
Cryptophyceae – rekyalger			
<i>Cryptophyceae</i> spp.	Nissum Bredning	maj	245
Prymnesiophyceae – stilkalger			
<i>Chrysochromulina</i> spp.	Løgstør Bredning	august	370
<i>Raphidophyceae</i>			
<i>Chattonella</i> spp.	Kalø Vig	januar-februar	350
Dinophyceae – dinoflagellater			
<i>Ceratium tripos</i>	Vejle Fjord, Kolding Fjord, Nordlige Lillebælt	september	200-240
<i>Gymnodinium mikimotoi</i>	Nissum Bredning	september	218-284
<i>Heterocapsa triquetra</i>	Mariager Fjord	juni	276
<i>Katodinium rotundatum</i>	Kolding Fjord	maj	259
<i>Prorocentrum minimum</i>	Mariager Fjord	juni-juli	220-4897
<i>Athecate furealger</i> spp.	Ålborg Bugt	juni	310
Diatomophyceae – kiselalger			
Centriske kiselalger spp. < 10 μm	Mariager Fjord	august	261
<i>Cerataulina pelagica</i>	Mariager Fjord	april	341-857
<i>Chaetoceros socialis</i>	Vejle Fjord	september	200
<i>Chaetoceros curvisetus/debilis</i>	Mariager Fjord	januar	200
<i>Chaetoceros</i> spp.	Kolding Fjord	juni	225
<i>Proboscia alata</i>	Vejle Fjord, Gniben,	januar, august	228-581
<i>Rhizosolenia fragilissima</i>	Roskilde Fjord, Horsens Fjord, Vejle Fjord, Hevring Bugt,	juni-juli	208-1064
<i>Skeletonema costatum</i>	Roskilde Fjord, Horsens Fjord, Kolding Fjord, Mariager Fjord, Skive Fjord,	maj-september	204-1150
<i>Thalassiosira nordenskioldii</i>	Mariager Fjord	april	399
Euglenophyceae – øjealger			
<i>Eutreptiella</i> spp.	Roskilde Fjord	april	712
Chlorophyceae – grønalger			
Chlorococcale grønalger < 5 μm	Nissum Fjord, Felsted Kog	maj-juli	202-465
<i>Scenedesmus</i> spp.	Felsted Kog	september	228
Autotrofe ciliater			
<i>Mesodinium rubrum</i>	Kolding Fjord	april	298

Klorofyl

Klorofylkoncentrationen er analyseret på samme måde som data for sigtdybde (afsnit 3.2 Lys). Kort fortalt er der beregnet et indeks, som angiver den gennemsnitlige klorofylkoncentration mellem 0 og 10 meter på alle stationer over sommerperioden 1. maj til 30. september. Værdien for 1998 er sat til 100.

Klorofylkoncentrationen i 1998 var den laveste, som er observeret siden 1977. Næsten tilsvarende lave værdier blev observeret i 1977, 1980, 1981 og 1996-97. Klorofylkoncentrationen i 1998 var 61% af gennemsnittet for perioden 1977 til 1988 og 67% af gennemsnittet fra 1989 til 1998. Der er således tale om markant lavere værdier end normalt, og på linie med værdierne for 1996 og 1997. Dette er bemærkelsesværdigt, da 1996 og 1997 var meget tørre år med tilsvarende lav afstrømning og dermed udvaskning af næringssalte. I 1998 var afstrømningen omkring eller lidt over middel, og man kunne derfor forvente en tilbagevenden til niveauet fra tidligere år med et indeks på omkring 150 (Figur 3.10).



Figur 3.10 Indeks for klorofylkoncentration i fjorde og kystnære områder. Beregningsmetode er forklaret i afsnit 3.2 Lys.

Samlet set har der ikke været nogen systematisk udvikling i klorofyl over tid (Tabel 3.11). Der er en overvægt af stationer, hvor tendensen er negativ, men udviklingen er ikke signifikant. Dette fremgår også af Figur 3.10, hvor man ser en stigning i klorofylkoncentrationen fra 1980 til 1987, efterfulgt af et fald frem til og med 1998, men med 1992 som en undtagelse. Den meget høje værdi for 1992 hænger formodentlig sammen med en meget høj afstrømning i marts til maj 1992. Disse ændringer er hver for sig statistisk signifikante, men kun fordi man dermed har udvalgt perioder med en systematisk tendens. Denne tendens findes som nævnt ikke for hele perioden 1977 til 1998, ej heller for perioden fra vandmiljøplanens start i 1989 og frem til 1998.

Tabel 3.11 Fortegnsanalyse af Kendall- τ korrelationskoefficienter for den tidlige udvikling i sommer klorofylkoncentrationen (1. maj til 30. september). Se i øvrigt Tabel 3.1.

			Uden værdier for 1996 og 1997			
	Fra start til 1998	Fra 1989 til 1998	Fra start til 1998	Fra 1989 til 1998	Fra start til 1997	Fra 1989 til 1997
Fjorde og kystnære stationer						
Antal +/-	6/11	6/11	7/10	7/10	7/10	6/11
Signifikans	nej	nej	nej	nej	nej	nej

Vind øger den benthopelagiske kobling

Årsagen til den lave klorofylkoncentration i 1998 kan være den relativt blæsende sommer (Figur 2.1) med deraf følgende omrøring i

vandsøjlen. Det betød en god kontakt mellem vandsøjlen og bundlevende filtratorer, som derved kunne udøve et større græsningstryk på fytoplankton, end når vandsøjlen er lagdelt (Lauersen et al. 1999a). En øget omrøring betyder også mindre lys for den enkelte fytoplanktoncelle, sammenlignet med en situation med lagdeling. En anden mulighed er en øget grad af næringssaltbegrænsning, som vist i figur *Figur 3.5* for Odense Fjord, hvor antallet af dage med potentiel næringssaltbegrænsning er markant højere i 1996-98 end tidligere.

De tre mulige faktorer udelukker ikke hinanden, tværtimod vil de spille sammen i kraft af den tætte sammenhæng mellem klorofylkoncentration og arealproduktion, som eksisterer i fytoplanktonsystemer (Markager et al. 1994). En øget tabsrate pga. græsning eller en nedsat vækstrate pga. lys eller næringssaltbegrænsning vil nedsætte nettovækstraten for fytoplanktonet og dermed begrænse den stående biomasse af alger. Det vil give anledning til en lavere potentiel produktion, da der ikke er så mange alger til at absorbere lysenergien og producere organisk stof. Man får derfor en positiv tilbagekobling, hvor fytoplanktonbiomassen nedsættes yderligere.

Toksiske alger

En række fytoplanktonarter producerer toksiner, der kan have direkte effekter på andre organismer, eller som kan akkumuleres i fx skaldyr. Mennesker eller dyr, der spiser skaldyrene, kan derigennem påvirkes af toksinerne (Kaas et al. 1999). De alger, der direkte påvirker andre organismer, skal generelt forekomme i stort antal, før effekterne registreres i naturen. Eksempler på denne type organismer er dinoflagellaten *Gymnodinium mikimotoi* (tidligere *Gyrodinium aureolum*), der hyppigt forekommer i danske farvande i august-oktober og prymnesiophycean *Chrysochromulina polylepis*, der i 1988 bredte sig over hele Kattegat-Skagerrak området. Modsat kan selv meget lave biomasser af arter, der producerer toksiner som ophobes i skaldyr, give anledning til toksinkoncentrationer, der overstiger de fastsatte grænseværdier for konsum. Flere arter af dinoflagellatslægten *Dinophysis* samt blågrønalgen *Nodularia spumigena* hører til denne type organismer.

I 1998 registreredes kun direkte effekter af toksiske alger på andre organismer i forbindelse med en usædvanlig opblomstring af raphidophycean *Chattonella* i maj. Enkelte fangstområder for muslinger langs den jyske østkyst blev kortvarigt lukket for muslingefiskeri pga. høje koncentrationer af *Dinophysis* (overvejende *D. acuminata*), og i en række områder fiskedes muslinger med skærpet overvågning, da koncentrationerne af *Dinophysis acuminata* lå omkring grænseværdien (500 celler pr. liter). Der blev ikke på noget tidspunkt påvist algetoksiner i muslinger.

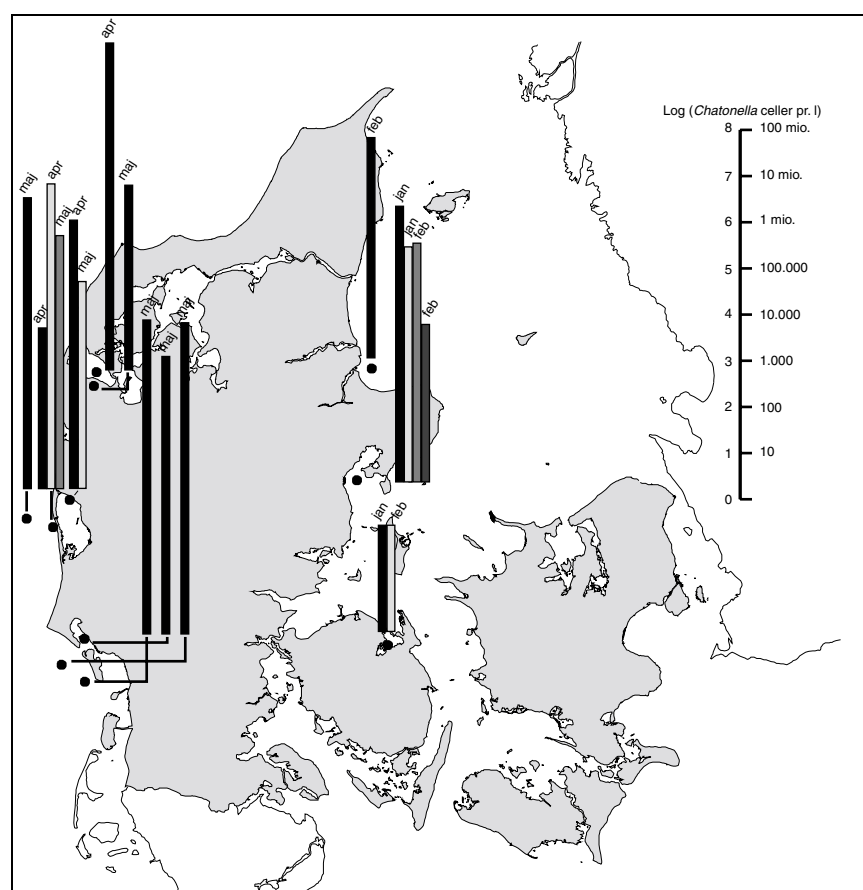
Opblomstring af *Chattonella* spp.

Den mest bemærkelsesværdige opblomstring af toksiske alger i 1998 var en eller flere hidtil ubeskrevne arter af *Chattonella*, der i danske farvande forårsagede fiskedød (hornfisk) i området fra Hanstholm til Skagen og i den vestlige del af Limfjorden i begyndelsen af maj måned. Slægten *Chattonella* har i Japan igennem mange år dannet massive opblomstringer med fiskedød og store økonomiske tab som følge, men den er aldrig før fundet i stort antal i danske farvande. Det er

endnu ikke klarlagt, hvorledes *Chattonella* dræber fisk. Det kan muligvis skyldes produktion af galactolipider eller reaktive iltradikaler, der ødelægger fiskenes gælleepithel og medfører kvælning. Nogle *Chattonella*-arter har i kultur vist sig at producere et nervetoxin, brevetoxin, der også kendes fra dinoflagellaten *Gymnodinium breve*. Brevetoxin kan akkumuleres i muslinger og give nervetoksisk skaldyrsforgiftning, hvis muslingerne spises. Der er ikke påvist brevetoxin i naturlige opblomstringer af raphidophyceer.

Opmærksomheden blev i første omgang rettet mod opblomstringen, da der, i forbindelse med store forekomster af *Chattonella*, den 2.-3. maj døde ca. 350 tons laks i havbrug langs den norske Skagerrakkyst. Det viste sig hurtigt, at opblomstringen strakte sig over store dele af Skagerrak og Nordsøen langs den danske vestkyst og den norske syd-vestkyst.

I begyndelsen af maj fandtes *Chattonella* i koncentrationer på 50.000-500.000 celler pr. liter i Laholms Bugten i det østlige Kattegat, og koncentrationer på ca. 1-7,5 millioner celler pr. liter blev fundet i et stort område fra den svenske Skagerrakkyst nord for Göteborg til den norske syd-vest kyst og ned langs den jyske vestkyst til Esbjerg (Figur 3.11).



Figur 3.11 Forekomster af *Chattonella* spp. i danske farvande 1998. Søjlerne angiver antal celler pr. liter og måned for registreringen. Flere søjler med samme månedsangivelse repræsenterer forskellige prøvetagninger.

Miljøforhold under *Chattonella*-opblomstringen

Da massedød af hornfisk og laks blev registreret i begyndelsen af maj, var *Chattonella*-opblomstringen på sit højeste. Det viste sig senere, at *Chattonella* havde været til stede i Ringkøbing Fjord i starten af april og i Århus Bugt, Hevring Bugt (ud for Randers Fjord) og Odense Fjord allerede i januar-februar. Generelt blev de høje koncentrationer af *Chattonella* fundet ved saltholdigheder på 20-32‰ (Tabel 3.12). Tilstedeværelsen af *Chattonella* i Ringkøbing Fjord i begyndelsen af april ved 6-7‰ viser dog, at den kunne klare sig ved væsentlig lavere saltholdighed. I maj fandtes *Chattonella* ved temperaturer på 8,5-12°C, mens forekomsterne i januar var knyttet til - for årstiden høje - temperaturer omkring 4-9°C (Tabel 3.12). Disse salinitets- og temperaturforhold under *Chattonella*-opblomstringen afviger kun lidt fra de optimale vækstbetingelser for *Chattonella verruculosa* fra Japan. Denne art har de højeste vækstrater ved saliniteter på ca. 25-30‰ kombineret med temperaturer på ca. 14-18°C (Yamaguchi et al. 1997). Den bemærkelsesværdige forskel er dog, at *C. verruculosa* fra Japan ikke voksede ved saliniteter $\leq 10\%$, hvor *Chattonella* i danske farvande blev fundet ned til 6-7‰ i Ringkøbing Fjord.

Tabel 3.12 Registreringer af *Chattonella* i danske farvande 1998.

Område	Dato	Celler pr. liter	Salinitet, overflade-bund (‰)	Temperatur, overflade-bund (°C)
Århus Bugt	6. januar	924.200	19-32	4,0-8,8
	21. januar	123.500	30-31	5,8-6,4
	3. februar	147.000	29-29	2,8-2,8
	18. februar	2.600	29-31	4,8-6,3
Hevring Bugt	24. februar	59.100	29-30	5,4-5,3
Odense Fjord	12. januar	200	16-30 *	5,8-7,9 *
	27. januar	200	21-26	2,3-4,1
	26. februar	200	24-25	7,0-6,8
Ringkøbing Fjord	6. april	643.000	6,3-6,6	6,7-6,4
	maj	30.000	-	-
Nissum Bredning	28.-29. april	12.000.000	-	-
Svenske Skagerrakskyst	5.-6. maj	3-7.500.000	24-30	8,5-10
Hjerting	6. maj	1.000.000	30,9-30,9	10,1-10,0
Sønderho Øst	12. maj	6.300.000	31,6-31,6	10,6-10,6
Grådyb	15. maj	5.500.000	-	12

* målinger fra den 15. januar

- ingen data

Andre potentielt toksiske alger

Blågrønalger

Mange blågrønalger er potentielt toksiske, heriblandt *Nodularia spumigena*, der hvert år danner store opblomstringer i Østersøen sammen med arter af *Aphanizomenon* og *Anabaena*. I 1998 bevirkede det kølige og blæsende vejr i sommerperioden, at forekomsterne af disse tre slægter var væsentligt mindre end året før.

Chroococcale blågrønalger (*Woronichinia/Snowella/Coelomoron*) dannede i Nissum Fjord og Felsted Kog massive opblomstringer over længere perioder med maksimum i august på hhv. 834 og 3.019 µg C pr. liter. Man kender ikke til toksiske effekter af disse slægter.

Dinoflagellater

Dinoflagellaten *Gymnodinium mikimotoi*, der i 1997 dannede en usædvanlig stor opblomstring i det vestlige Kattegat med toksiske effekter på bunddyr, fisk og vandlopper, blev i 1998 kun fundet i Limfjorden, og ingen toksiske effekter blev registreret.

Forskellige arter af *Dinophysis* fandtes i de fleste områder over det meste af året. Specielt koncentrationerne af *D. acuminata* lå periodevis omkring eller over grænseværdien (500 celler pr. liter) for skærpet overvågning for muslingefiskeri.

Forekomsterne af potentielt toksiske arter fremgår af Tabel 3.13.

Tabel 3.13 Potentielt toksiske fytoplanktonarter i type- og repræsentative områder 1998. Tal i parenteser angiver månedsnumre for registreringer.

Potentielt toksiske arter	Område
Cyanophyceae – blågrønalger	
<i>Anabaena</i> spp.	Odense Fjord (5, 8)
<i>Aphanizomenon</i> sp.	Nissum Fjord (6-9), Nivå Bugt (8-9)
<i>Nodularia spumigena</i>	Kattegat S (9), Odense Fjord (8), Århus Bugt (9), Køge Bugt (5-9)
Chroococcale blågrønalger spp.	Nissum Fjord (1-12), Felsted Kog (1-11), Mariager Fjord (1-5, 7-12)
Trådformede blågrønalger spp.	Odense Fjord (1, 4-7, 11-12), Nissum Fjord (8-9), Felsted Kog (8-9), Århus Bugt (6, 8-9, 11-12), Hevring Bugt (1, 5-12)
Prymnesiophyceae - stilkalger	
<i>Chrysochromulina</i> spp.	Kattegat S (5-7, 9), Ringkøbing Fjord (1-9, 11-12), Nissum Fjord (6, 12), Felsted Kog (4-8, 12), Mariager Fjord (1, 3-12), Århus Bugt (4, 6, 8-9, 11-12), Hevring Bugt (1-12), Nivå Bugt (5, 9), Nissum Bredning (1-12), Løgstør Bredning (1-12), Skive Fjord (1, 3-12)
<i>Phaeocystis pouchetii</i>	Kattegat S (4), Roskilde Fjord (3)
<i>Phaeocystis</i> sp.	Århus Bugt (3-4), Hevring Bugt (1-3, 7, 9), Nivå Bugt (3, 7)
<i>Prymnesium parvum</i>	Nissum Fjord (4)
Raphidophyceae - raphidophyceer	
<i>Heterosigma akashiwo</i>	Kattegat S (2)
<i>Chattonella</i> spp.	Odense Fjord (1-2), Ringkøbing Fjord (4-5), Århus Bugt/Kalø Vig (1-2), Hevring Bugt (2), Nissum Bredning (4-5)
Dictyochophyceae - silicoflagellater	
<i>Dictyocha speculum</i>	Kattegat S (5-6, 9), Odense Fjord (5-12), Århus Bugt (1, 3, 6-12), Hevring Bugt (1-2, 5, 7-12), Nivå Bugt (5-6), Køge Bugt (9)
Dinophyceae – dinoflagellater	
<i>Alexandrium ostenfeldii</i>	Køge Bugt (8), Løgstør Bredning (4), Skive Fjord (3-5), Mariager Fjord (5, 9)
<i>Alexandrium tamarense</i>	Skive Fjord (5)
<i>Dinophysis acuminata</i>	Kattegat S (2, 5-7, 9), Odense Fjord (5-10,12), Ringkøbing Fjord (11), Århus Bugt (1-12), Hevring Bugt (1-7, 9-10), Roskilde Fjord (9), Nivå Bugt (3-5, 7-9), Køge Bugt (5-9), Nissum Bredning (5-10), Løgstør Bredning (7-8), Skive Fjord (8-9), Mariager Fjord (5-6)
<i>Dinophysis acuta</i>	Kattegat S (6-7, 9), Odense Fjord (1, 9), Århus Bugt (7-12), Hevring Bugt (10-11), Nivå Bugt (4, 8-9), Køge Bugt (9)

(tabel fortsætter næste side)

Tabel 3.13 fortsat

<i>Dinophysis norvegica</i>	Kattegat S (2, 5-7, 9), Odense Fjord (5-10,12), Århus Bugt (4-12), Hevring Bugt (5-11), Nivå Bugt (3-4, 8-9), Køge Bugt (5-9), Nissum Bredning (6), Mariager Fjord (10)
<i>Dinophysis rotundata</i>	Kattegat S (5), Århus Bugt (5), Hevring Bugt (5)
<i>Dinophysis</i> spp.	Mariager Fjord (8)
<i>Gymnodinium mikimotoi</i> (= <i>Gyrodinium aureolum</i>)	Nissum Bredning (9-10), Løgstør Bredning (8)
<i>Noctiluca scintillans</i>	Nissum Bredning (7-8), Løgstør Bredning (7-8), Skive Fjord (7)
<i>Prorocentrum minimum</i>	Kattegat S (9), Odense Fjord (8-10), Ringkøbing Fjord (2), Griben (6-11), Århus Bugt (6-9), Hevring Bugt (7-8, 10-11), Roskilde Fjord (2, 9), Nivå Bugt (7-9), Køge Bugt (7-9), Nissum Bredning (4-8), Løgstør Bredning (8-9), Skive Fjord (9), Mariager Fjord (1-3, 5-10)
Diatomophyceae – kiselalger	
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> -gruppen	Kattegat S (9), Odense Fjord (1-7, 12), Århus Bugt (1-6, 9-11), Hevring Bugt (1-5, 8-12), Roskilde Fjord (9), Nissum Bredning (9), Løgstør Bredning (5, 7), Skive Fjord (5, 7-8), Mariager Fjord (2)
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> -gruppen	Kattegat S (2, 5-6, 9), Odense Fjord (3, 5, 7-12), Århus Bugt (1, 3-6, 9-12), Hevring Bugt (1-5, 9-12), Roskilde Fjord (2-3, 9), Nivå Bugt (4), Nissum Bredning (6-10), Løgstør Bredning (4, 6-10), Skive Fjord (6-10), Mariager Fjord (1, 4)

Plankton successionen i typeområderne

Ud fra typeområdernes hyppige målinger af fytoplanktonbiomasse, klorofyl, primærproduktion samt mikro- og mesozooplankton biomasser vil vi i det følgende give en tværgående beskrivelse af fire af de seks områder (*Figur 3.12*). Figuren er opbygget således, at den lokaliteten med den laveste sommermiddel saltholdighed præsenteres i den første kolonne, hvorefter de øvrige præsenteres med stigende saltholdighed (årsmiddel i de øverste 10 m). Rækkefølgen er således Ringkøbing Fjord (11 ± 11 psu), Roskilde Fjord ($15,3 \pm 9$ psu), Skive Fjord (24 ± 3 psu) og Nissum Fjord (31 ± 2 psu).

Sigtdybde

I den enkelte fjord varierer sigtdybde omvendt med klorofylkoncentrationen. Dette ses fx tydeligt i Ringkøbing Fjord, hvor en sigtdybde i april og maj var markant højere end ellers, mens klorofylkoncentrationen var lav. Dette mønster gik igen i de andre fjorde. Mellem fjordene er der en betydelig variation i sigtdybde, som ikke var relateret til klorofylkoncentrationen, men snarere skyldes forskelle i mængden af resuspenderet materiale.

Klorofyl og primærproduktion

I åbne farvande beskrives sæsonvariationen i fytoplankton traditionelt som et totoppet forløb med en opblomstring i det tidlige forår efterfulgt af en periode med næringssaltbegrænsning i overfladen og en lav fytoplanktonbiomasse. Sommerperiodens relativt lave biomasse følges af en efterårsopblomstring i forbindelse med den øgede vind i efterårsmånederne, hvorefter biomassen gradvist aftager i takt med en aftagende lysindstråling. Dette overordnede mønster fandtes i Roskilde Fjord (*Figur 3.12*). De tre øvrige fjorde i figuren afviger fra dette mønster. I Ringkøbing Fjord varierede klorofylkoncentrationen året igennem omkring $10 \mu\text{g}$ pr. liter, men efter forårsopblomstringen var koncentrationen nede omkring $3-6 \mu\text{g}$ pr. liter i april-maj. I Skive Fjord og Nissum Bredning startede biomasseopbygningen omkring 1. marts, men denne første opblomstring adskilte sig ikke i styrke eller varighed fra en række opblomstringer igennem sæsonen. Primærproduktionen fulgte i nogen grad klorofylkoncentrationen, men der var også store afvigelser. Det er fx bemærkelsesværdigt, at den høje

produktion i Ringkøbing Fjord den 31. august skete ved en klorofylkoncentration på kun 4,9 µg klorofyl a pr. liter. Der var flere tilfælde, hvor der var en bemærkelsesværdig høj produktion ved lave biomasser. Det er vigtigt at få belyst, om dette skyldtes en reel variation i den klorofylspecifikke produktion, eller var forårsaget af metodiske problemer. I både Ringkøbing Fjord og Skive Fjord steg primærproduktionen jævnt igennem sommeren for at toppe i henholdsvis august og september. Det er værd at bemærke, at niveauet for produktion var meget forskelligt mellem fjordene. Niveauet i Roskilde Fjord var således flere gange højere end i de tre andre fjorde (Figur 3.12).

Mikrozooplankton

Mikrozooplankton er zooplankton med en kropsstørrelse på mellem 20 og 200 µm. Denne gruppe består således af en blanding af encellet dyreplankton, de mindste flercellede grupper samt de mindste udviklingsstadier af vandlopper. I typeområderne var de to væsentligste grupper ciliaterne og de heterotrofe dinoflagellater. Selvom ciliaterne og de heterotrofe dinoflagellater størrelsesmæssigt begge tilhører mikroplankton, tilhører de funktionelt forskellige grupper. Ciliaterne lever typisk af små planktonalger (nanoplankton 2-20 µm), hvorimod de heterotrofe dinoflagellater lever af celler, som er lige så store som dem selv (se. fx Nielsen & Hansen 1999). Det vil sige, at de ikke konkurrerer om føde. Dinoflagellaterne æder derimod det samme som det langt større mesozooplankton (fx vandlopper).

Vær opmærksom på dinoflagellaterne

Desværre er ikke alle opmærksom på denne forskel, hvorfor dinoflagellaterne ofte behandles som fytoplankton og kun ciliaterne betragtes som heterotrofe, dvs. græssere på primærproducenterne. De heterotrofe dinoflagellater er vanskelige at bestemme, men de arter, som ofte bidrager væsentligt til biomassen, er relativt nemme at identificere (fx Nielsen & Hansen 1999). Ønsker man at forstå koblingen mellem de frie vandmasser og bunden, herunder iltforholdene ved bunden, er det nødvendigt at have kendskab til mikrozooplanktons (inkl. dinoflagellaterne) græsningspotentiale. Som det fremgår af Figur 3.12, er mikrozooplanktonets græsningspotentiale langt større end mesozooplanktons.

Forekomsten af ciliater og dinoflagellater følger det samme mønster på alle de undersøgte typeområder. Typisk observeres de største biomasser om foråret, hvor biomassen af mesozooplankton er lille, og mikrozooplankton kan vokse op i "ly" af algerne. Senere på året, når biomassen af mesozooplankton toppe, ses en nedgang i bestanden af mikrozooplankton. Sidst på året, når bestanden af mesoplankton er gået ned, ses ofte en forøget biomasse af mikrozooplankton som følge af den reducerede græsning fra mesozooplankton.

I de fire typeområder var det karakteristisk, at ciliater var den dominerende gruppe af mikrozooplankton i fjordene med de laveste saltindholdigheder (Ringkøbing og Roskilde fjorde), mens dinoflagellaterne dominerede i fjordene med højere salinitet (Nissum Bredning og Skive Fjord).

For ciliaternes vedkommende domineredes biomassen det meste af året af små nøgne oligotriche former på nær i juli og august, hvor husbærende ciliater af slægterne *Tintinnopsis* og *Stensomella* domine-

rede i hhv. Nissum og Ringkøbing Fjord. På tilsvarende vis var der en top af husbærende ciliater midt på sommeren i Roskilde Fjord.

Udover skiftet i sammensætningen af mikrozooplankton med stigende saltholdigheder, var der forskel på, hvilke slægter af dinoflagellater, som dominerede i de forskellige fjorde. I Roskilde Fjord var de vigtigste slægter *Diplopsalis* og *Oxyrrhis*, mens det i Skive Fjord var *Diplopsalis*, nøgne dinoflagellatarter og *Protopteridinium*. I Nissum Fjord dominerede de heterotrofe dinoflagellater af *Gyrodinium spirale*, nøgne dinoflagellatarter og *Noctiluca*.

Mesozooplankton

Mesozooplanktonnet er primært flercellede organismer af størrelsen 200 til 2.000 μm . Mesozooplankton i de undersøgte områder var domineret af vandlopper, dafnier, hjuldyr og bunddyrlarver. I det tidlige forår er biomassen af mesozooplankton generelt lav. Da de fleste af vore mesozooplanktonarter overvintrer som hvileæg, og da de lave temperaturer i forårsmånederne begrænser mesozooplanktonets vækst, tager det tid at få etableret en stor biomasse. Biomassen topper således sidst på sommeren (Figur 3.12). Efter sommerens top aftager biomassen gradvist i løbet af efterårsmånederne til vinterniveauet. Dvs. mesozooplanktonets græsningspotentiale på forårsopblomstringer af fytoplankton er ringe på grund af den lave biomasse. Stor græsning af mesozooplankton på forårsopblomstringen ses fx i Skagerrak og Nordsøen, hvor flerårige vandlopper som *Calanus* dominerer biomassen.

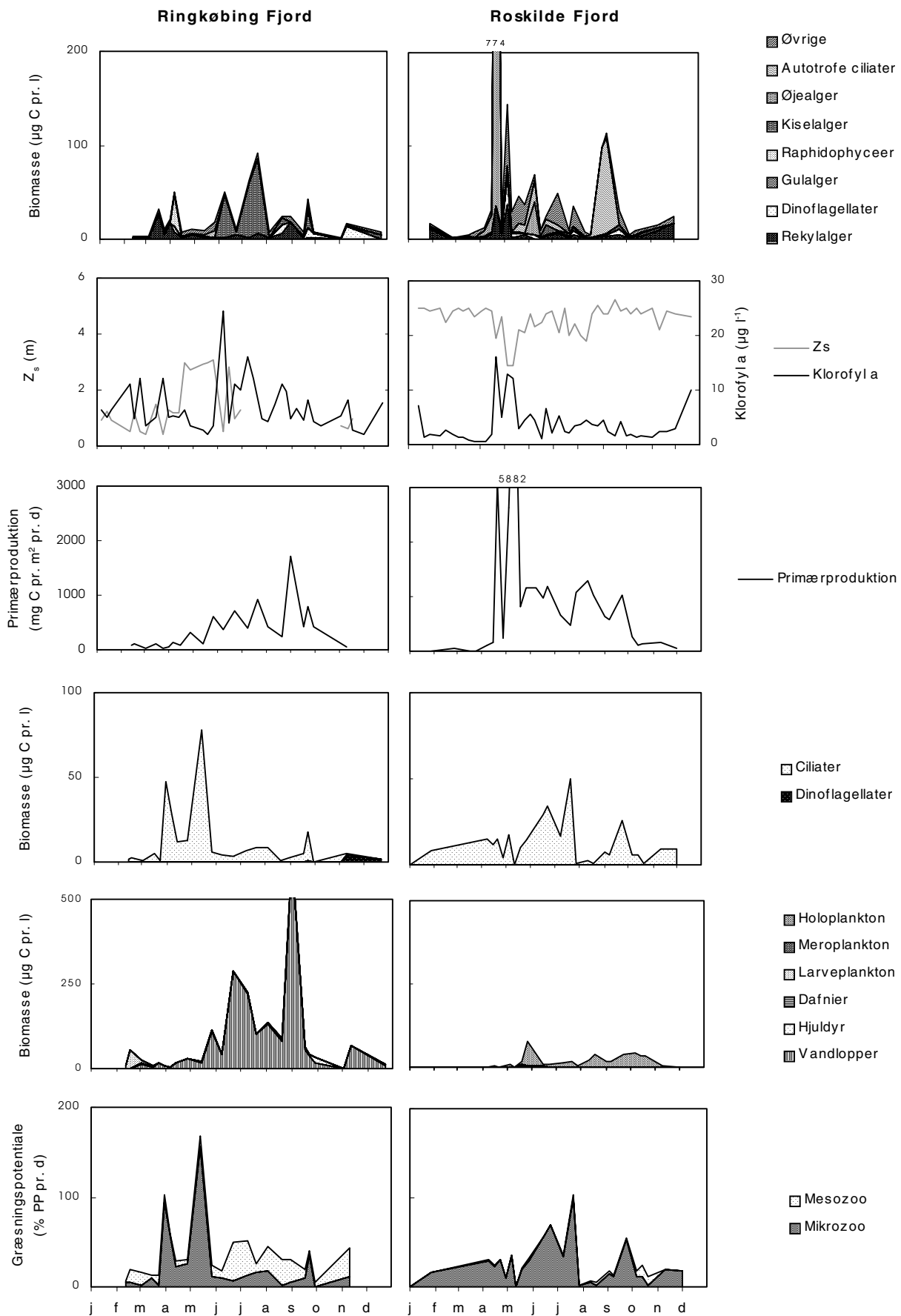
Vandlopper dominerer mesozooplankton

Mesozooplanktonsamfundet var i alle typeområderne domineret af vandlopper. Den eneste anden holoplanktoniske gruppe af betydning er dafnierne. De fandtes i alle typeområderne, men kun i Skive og Nissum fjorde bidrog de væsentligt til sommerbiomassen. I modsætning til vandlopper, som har en langsom udvikling via mange stadier, er dafnierne i stand til at formere sig parthenogenetisk og har derfor potentialet til hurtigt at opbygge store populationer, hvis forholdene pludseligt bliver gunstige.

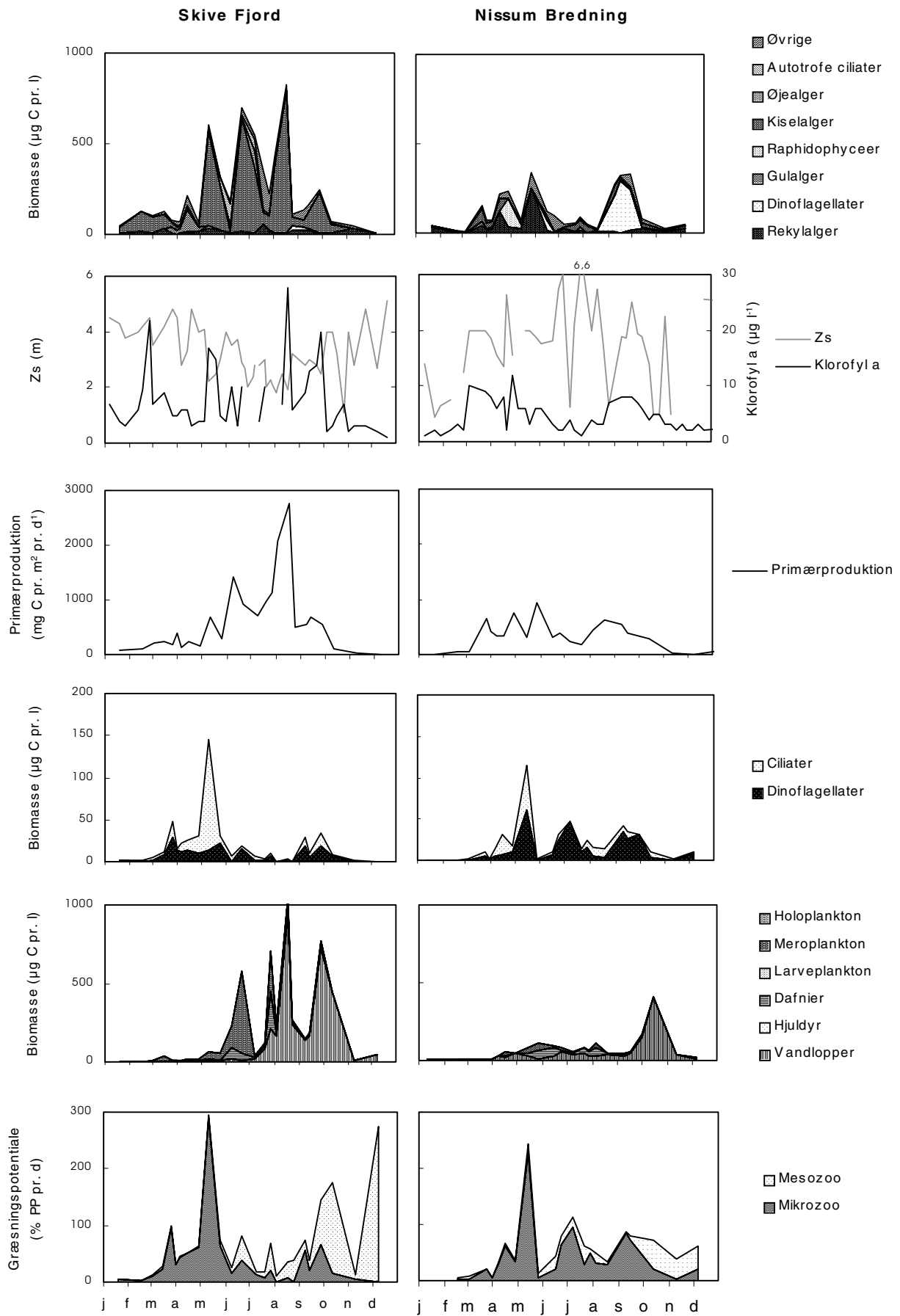
Lige som dafnierne er hjuldyrene i stand til at formere sig parthenogenetisk, men i ingen af typeområderne bidrog de væsentligt til biomassen af mesozooplankton.

Larveplankton om foråret

I den første halvdel af året var der i alle områderne korte perioder (marts i Ringkøbing Fjord og maj-juni i Skive og Nissum fjorde) med dominans af bunddyrlarver. De planktoniske larver fungerer som spredningsstadier for de fasthæftede bunddyr. Omkring 75% af alle danske bunddyr har larver i plankton. Nogle arter har lecitotrofe larver, der lever af deres blommesæk, så længe de er planktoniske, mens andre arter har planktotrofe larver, som har et længere planktonisk liv, hvor de lever af plankton.



Figur 3.12 Sæsonvariation i fytoplankton biomasse og sammensætning, sigtddybde (Z_s), klorofyl a koncentration, primærproduktion, mikro- og makrozooplankton biomasse og zooplanktons græsningspotentiale på primærproduktionen (PP) i de fire typeområder, hvor samtlige parametre blev undersøgt. Mesozooplankton var i indberettede data kategoriseret forskelligt. Således dækker holoplankton (Roskilde Fjord) over vandlopper og dafnier, mens larveplankton indgår i meroplankton (Skive Fjord og Nissum Bredning).



Figur 3.12 fortsat

Diversiteten af mesozooplankton var lavest i de mest brakke fjorde. Således domineres biomassen i Ringkøbing og Roskilde fjorde af brakvandsvandlopperne *Eurytemora affinis* og *Acartia tonsa*. Mens mesozooplankton i de mere salte fjordsystemer som Skive og Nissum fjorde havde en meget højere diversitet mere lig den, man finder i Kattegat og Nordsøen (Ærtebjerg et al. 1998).

Zooplanktonets græsningspotentiale

Sammen med de bentiske filtratorer udgør zooplankton de mest betydende græssere på fytoplankton i vore fjordområder. Zooplanktons græsning er en funktion af temperaturen, deres biomasse samt mængden og kvaliteten af fytoplankton.

Den beregning af zooplanktons græsning, som præsenteres her, tager ikke hensyn til størrelsessammensætning eller kvaliteten af fytoplankton, men skal betragtes som potentielle græsningsrater, hvis primære formål er at sammenligne de to hovedgrupper af zooplankton. Mikrozooplanktongræsning er beregnet på basis af clearance værdier fra Hansen et al. (1997), mens mesozooplanktonets græsning er beregnet under forudsætning af, at hele biomassen udgøres af vandlopper ved hjælp af Huntley & Lopez (1992).

Mikrozooplankton har stor betydning

I modsætning til den klassiske opfattelse af mesozooplanktonet, som dominerende græssere på primærproduktionen, viser analysen af data fra typeområderne, at mikrozooplankton er de dominerende græssere på planktonalgerne i første halvdel af sæsonen (Figur 3.12). Først i sensommeren og i efterårsmånederne, når mesozooplanktonpopulationen er etableret, har de en væsentlig rolle i omsætningen af algebiomassen.

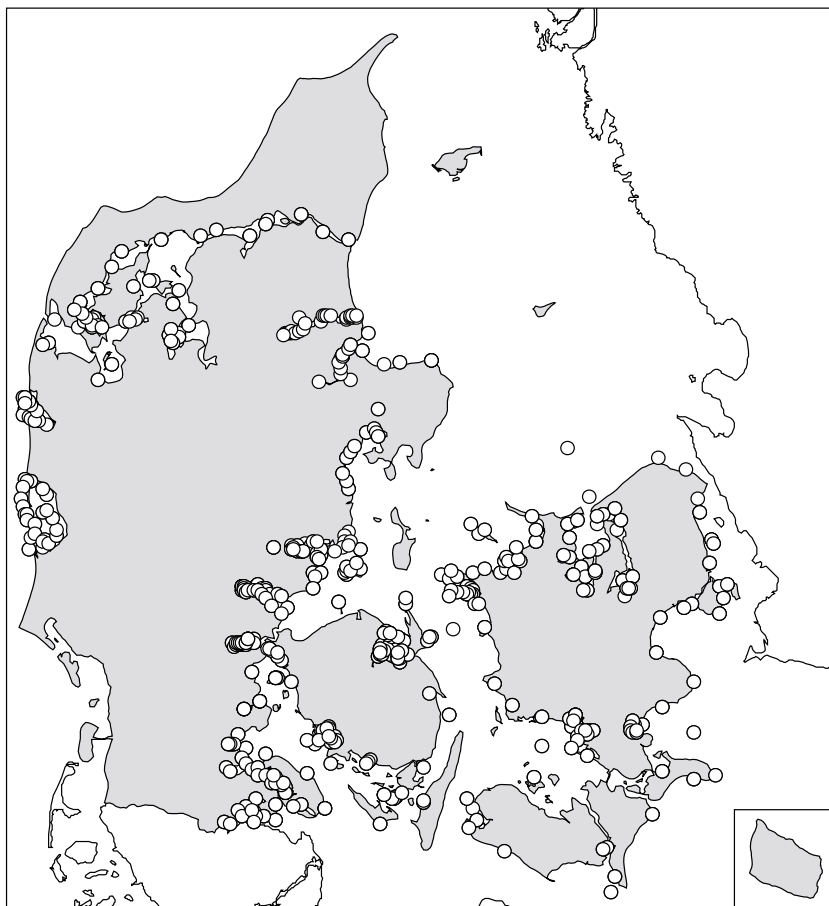
Typefjordene følger således ikke det klassiske sæsonmønster, som man kender fra de mere åbne farvande, fx. Ærtebjerg et al. (1998). Dette kan skyldes specielle forhold i 1998, hvor april måned havde halvt så mange solskinstimer som normalt. En anden mulighed er, at den klassiske opfattelse af den sæsonmæssige succession ikke passer for fjorde, som i langt højere grad er påvirket af lokale vind- og vejrforhold (Kaas et al. 1996).

3.2.8 Bundvegetation

Introduktion

I det nationale overvågningsprogram indgår i alt 285 transekter for bundvegetation, der undersøges af amterne og Danmarks Miljøundersøgelser. Transekterne er fordelt på 34 repræsentative områder og 6 typeområder. Vegetationsundersøgelserne i de repræsentative områder gennemføres intensivt hvert andet år og ekstensivt i de mellemliggende år. Undersøgelserne i 1998 blev overvejende gennemført som ekstensive undersøgelser. I henhold til paradigmaet omfatter ekstensive vegetationsundersøgelser vurderinger af parametrene: ålegræssets hoved- og maksimale dybdeudbredelse, ålegræssets dækningsgrad samt dækningsgraden af løstliggende, eutrofieringsbetingede alger, og disse parametre vil blive behandlet i det følgende. Dog foreligger der ikke tilstrækkeligt datamateriale til at analysere udviklingen i dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse.

Udviklingen i de enkelte områder er detaljeret beskrevet i overvågningsrapporter fra amterne. I det følgende gives en samlet vurdering af bundvegetationens udvikling på landsplan. Datamaterialet, der er behandlet i dette afsnit, stammer fra DMU's MADS-database. Database indeholder data fra amternes og Danmarks Miljøundersøgelses overvågningsprogram under såvel VMP (Vandmiljøplanen 1989-97) som NOVA (Det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet 1998-2003), og datamaterialet dækker dermed perioden 1989-98 (Figur 3.13). Udviklingen i de enkelte vegetationsparametre er analyseret statistisk ved hjælp af Kendall's tendensanalyser baseret på Kendall's Tau.



Figur 3.13 Placering af vegetationstransekterne i VMP- og NOVA-programmerne.

Tidslig udvikling

Ålegræs

Ålegræs er den mest almindelige marine blomsterplante i danske farvande, hvor den dominerer vegetationen på blød bund. Ålegræs spiller en vigtig rolle i kystområderne, idet den ofte har stor biomasse og produktion og medvirker til at regulere transporten af nærings-salte fra land til åbent hav. Ålegræsbevoksninger fungerer desuden som opvækstområder for fisk og invertebrater, og ålegræssets veludviklede jordstængler øger sedimentets stabilitet. Ålegræs er derfor en nøgleorganisme i kystområderne.

Lyset regulerer ålegræssets dybdegrænse

Ingen signifikant udvikling i dybdegrænse i perioden 1989-98

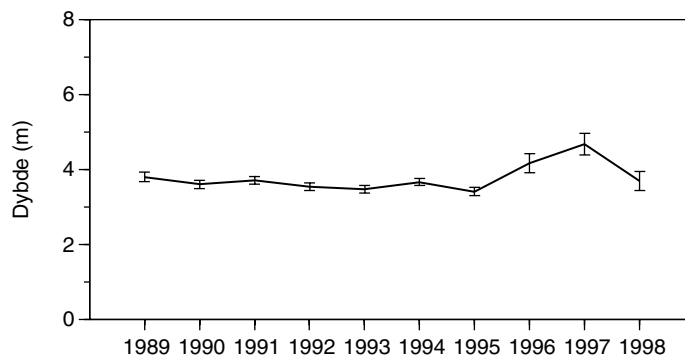
Udviklingen i ålegræssets dybdegrænse i delområder

Dybdegrænser

Lyset spiller en afgørende rolle for bundplanternes dybdeudbredelse. Ved den maksimale dybdegrænse for ålegræs er lysmængden netop tilstrækkelig til, at ålegræsset kan opretholde en nettotilvækst. Empiriske analyser har vist, at der er en nøje sammenhæng mellem næringsrigdom, fytoplanktonbiomasse, sigtdybde og ålegræssets dybdegrænse (Sand-Jensen et al. 1994). Reduktioner i lysmængden, fx. på grund af vedvarende algeopblomstringer gennem sommeren, vil derfor begrænse ålegræssets dybdeudbredelse.

Ålegræssets dybdegrænse er ikke ændret signifikant gennem perioden 1989-98 på overvågningsstationerne som helhed (Kendall's tendensanalyse, $p > 0,05$; *Figur 3.14*). Selvom der ikke har været en gennemgående udviklingstendens i ålegræssets dybdegrænse i perioden 1989-98, har der været en del år-til-år variationer. Dybdegrænserne var uændrede gennem første halvdel af 1990'erne, men i 1996 og 1997 steg den gennemsnitlige dybdegrænse med 0,5 og 1 m i forhold til 1995. I 1998 var dybdegrænsen igen tilbage på samme niveau som i 1995. Dybdegrænserne har gennem hele undersøgelsesperioden været væsentligt lavere end i begyndelsen af dette århundrede, hvor dybdegrænsen generelt var 5-6 m i fjordene og op til 11 m i de kystnære områder (Ostenfeld 1908).

Udviklingen i ålegræssets dybdegrænse i 1998 i forhold til tidligere år er opsummeret for de enkelte fjord- og kystområder ud fra beskrivelser i amtsrapporterne (*Tabel 3.14*). I 1998 er dybdegrænsen steget i 27% af områderne, faldet i 17% af områderne, uændret i 47% af områderne og ikke oplyst i de sidste områder. Tendensen til stigende dybdegrænser blev især registreret i ydre fjordafsnit og langs åbne kyster som i Lillebælt, Det Sydfynske Øhav og den ydre del af Kallundborg Fjord. Tendensen til faldende dybdegrænser blev derimod især registreret i en række lukkede fjorde, bl.a. Randers Fjord, Odense Fjord samt Limfjorden. Dybdegrænserne i enkelte delområder i Limfjorden: Venø Bugt og Thisted Bredning var i 1998 de laveste registreret gennem overvågningsperioden.



Figur 3.14 Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i Danmark gennem perioden 1989-98. Figuren indeholder data fra transekter i fjorde og kystnære områder; samtlige indrapporterede data er medtaget. $N = 1743$. Error bars angiver middelfejlen på middelværdien (SE).

Tabel 3.14 Udviklingstendens for ålegræssets og andre blomsterplanters dybdegrænse og dækningsgrad samt dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger i 1998 sammenholdt med årene før. Oplysningerne er baseret på beskrivelser i amtsrapporterne. Tendensen er beskrevet som enten stigning (S), fald (F), status quo (O), eller ikke oplyst (-).

Fjord/område	Ålegræs		Eutrof. alger
	Dybdegrænse	Dækning	Dækning
Odense Fjord	F	S	S
Det Sydfynske Øhav	S	-	O
Kertinge Nor	S	S	-
Århus Bugt, Kalø Vig	O	-	-
Mariager Fjord	O	F	O
Randers Fjord	F	F	-
Roskilde Fjord	O	F	O
Ringkøbing Fjord	S	F	S
Nissum Fjord	S	S	-
Karrebæksminde Bugt	O	O	-
Dybsø Fjord	O	-	S
Karrebæksminde fjord	O	-	S
Præstø Fjord	O	-	S
Isefjord	O	-	F
Nordlig Lillebælt	S	S	O
Sydlig Lillebælt	S	-	O
Vestlige Limfjord	F	F	S
Grådyb Tidevandsområde	-	-	S
Lister Dyb	-	-	O
Aabenraa Fjord	O	S	S
Augustenborg Fjord	O	F	S
Flensborg Fjord	F	F	O
Kolding Fjord	S	-	O
Vejle Fjord	O	-	O
Horsens Fjord	F	-	O
Kalundborg fjord	S	-	S
Korsør Nor	O	-	S
Nivå Bugt	-	-	F
Øresund	O	-	F
Køge Bugt	O	-	F
Faldende tendens (%)	17	23	13
Stigende tendens (%)	27	13	37
Status quo (%)	47	3	33
Ikke oplyst (%)	10	60	17

Dækningsgrad

Ålegræssets dækningsgrad er maksimal på mellemdybder med intermediære lys- og eksponeringsforhold

Ålegræsbevoksninger forekommer som mere eller mindre sammenhængende bæltter langs vores kyster. Bevoksningernes tæthed kan beskrives ved deres dækningsgrad, som udtrykker, hvor stor en andel af bunden, ålegræsbevoksningerne dækker. Ålegræssets dækningsgrad følger generelt et klokkeformet forløb som funktion af vanddybden. Dækningsgraden er begrænset på helt lavt vand, maksimal på mellemdybder og aftager igen mod større vanddybder (Sand-Jensen et al. 1997). Lys og eksponering er de faktorer, der bedst forklarer variationen i ålegræssets dækningsgrad på forskellige vanddybder. Lysets regulerende effekt er marginal på lavt vand, men tiltager med dybden, mens effekten af eksponering er størst på lavt vand og aftager med dybden. Ålegræsset opnår derfor maksimal dækning på mellemdybder med intermediære lys- og eksponeringsforhold (Sand-Jensen et al. 1997). Vi forventer derfor, at ændringer i lysforhold ikke blot påvirker ålegræssets dybdegrænse, men også ålegræssets dækningsgrad på mellemdybder og større dybder.

Ålegræssets dækningsgrad falder gennem perioden 1989-98

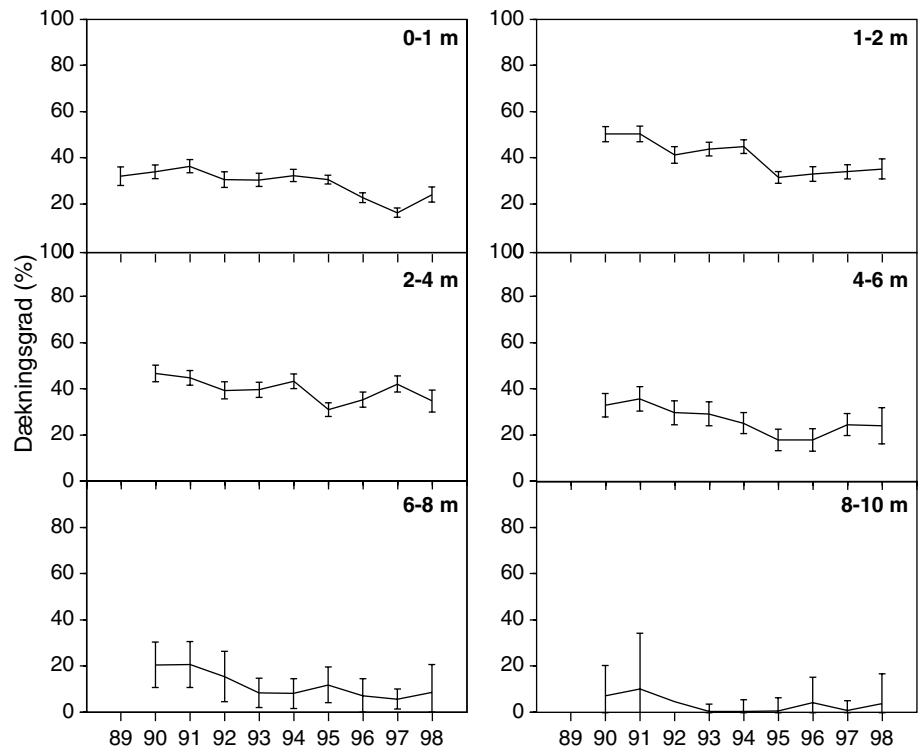
Ålegræssets dækningsgrad viser en faldende tendens gennem perioden 1989-98 på overvågningsstationerne som helhed (Figur 3.15). Faldet var signifikant i dybdeintervallerne 0-1 m og 4-6 m, hvor dækningsgraden i 1998 var ca. 12-15% lavere end i begyndelsen af perioden (Kendall's tendensanalyse, $p < 0,05$, Tabel 3.15). Tendensen var ikke signifikant i de øvrige dybdeintervaller. På helt lavt vand (0-1 m) kan isvinteren 1995/96 have været årsag til faldende dækningsgrad i 1996.

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad i delområder i 1998

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad i 1998 i forhold til tidligere år er opsummeret for de enkelte fjord- og kystområder ud fra beskrivelser i amtsrapporterne (Tabel 3.14). I 1998 er dækningsgraden steget i 13% af områderne, faldet i 23% af områderne, uændret i 3% af områderne og ikke oplyst i de sidste 60% af områderne. Tendensen til faldende dækningsgrader er hovedsagelig registreret i lukkede fjordområder, bl.a. i den vestlige del af Limfjorden samt Mariager Fjord, Randers Fjord, Roskilde Fjord og Ringkøbing Fjord.

Tabel 3.15 Udvikling i den gennemsnitlige dækningsgrad af ålegræs i fjorde og kystområder gennem perioden 1989-98. Datasættet er inddelt i dybdeintervaller. Datasættet omfatter samtlige indrapporterede observationer af ålegræssets dækningsgrad i de enkelte dybdeintervaller inklusive dybdeintervaller, hvor dækningsgraden var 0. Udviklingen er testet vha. Kendall's tendensanalyse baseret på Kendall's Tau. Z = teststørrelse, B = hældningskoefficienten i en lineær regression. N = 7648. Signifikansniveauer: *: 5%; **: 1%.

Interval	Z	Signifikans	B
0-1	-2,34	*	-1,28
1-2	-1,44	-	-2,07
2-4	-1,62	-	-1,67
4-6	-1,98	*	-1,53
6-8	-1,89	-	-1,75
8-10	-1,08	-	-0,5
0-10	-5,04	**	-1,33



Figur 3.15 Udvikling i den gennemsnitlige dækningsgrad af ålegræs i fjerne og kystområder gennem perioden 1989-98. Datasættet er inddelt i dybdeintervaller. Datasættet omfatter samtlige indrapporterede observationer af ålegræssets dækningsgrad i de enkelte dybdeintervaller inklusive dybdeintervaller, hvor dækningsgraden var 0. N = 7648. Error bars angiver middelfejlen på middelværdien (SE).

Makroalger

Løstliggende, eutrofieringsbetingede alger

Næringsberigelse stimulerer væksten af løstliggende, eutrofieringsbetingede alger

Eutrofiering påvirker makroalgernes artssammensætning og deres indbyrdes dominansforhold, således at hurtigtvoksende, kortlevede arter (eutrofieringsbetingede alger) erstatter langsomtvoksende, flerårige arter ved stigende belastning. De eutrofieringsbetingede alger består overvejende af trådformede eller bladformede énarige alger, der evt. efter en tid som fastvoksende eller som epifytter på andre alger rives løs og vokser videre i løstliggende form. Det kan være arter som fx. fedtemøg (*Ectocarpus siliculosus*), vandhår (*Cladophora sericea*) og søsalt (*Ulva lactuca*). I det følgende vil denne gruppe alger blive omtalt som "løstliggende, eutrofieringsbetingede alger". Arterne favoriseres i stigende grad jo mere næringsrigt et område er. Arterne er almindeligt forekommende, men mængden af dem afspejler tilgængeligheden af næringsalte i et givet område. Eftersom algerne ligger løst, bestemmes deres fordeling imidlertid også af vindforhold, og en storm kan ændre algerne fordeling betragteligt. Løstliggende alger kan have flere negative konsekvenser for den øvrige flora og fauna i fjordene; algerne kan skygge for den fasthæftede vegetation, og større forekomster af løstliggende alger kan skabe iltfrie forhold ved bunden.

Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger falder gennem perioden 1990-98

Registreringen af løstliggende, eutrofieringsbetingede alger indgår først officielt i overvågningsprogrammet fra og med 1994. Analysen af udviklingen i dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger gennem hele perioden 1990-1998 er baseret på 121 transekter, hvor forekomsterne af denne gruppe er registreret gennem hele perioden. Dækningsgraden af de eutrofieringsbetingede alger viser faldende tendens gennem perioden 1990-98. Tendensen var signifikant i dybdeintervallerne 1-2 og 2-4 m (Kendall's tendensanalyse baseret på Kendall's Tau, *Tabel 3.16*). Niveauet lå i 1998 30-40% lavere end i begyndelsen af perioden (*Figur 3.16*).

Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger var ensartet gennem perioden 1994-1998

Gennem perioden 1994-1998 foreligger der et betydeligt større datasæt for de løstliggende, eutrofieringsbetingede alger. Generelt viste datasættet ingen signifikante ændringer i dækningsgraden af løstliggende, eutrofieringsbetingede alger fra 1994 til 1998, kun på 0-1 meters dybde var der et signifikant fald; tidsserien er dog for kort til, at analysen er tilstrækkelig sikker (Kendall's tendensanalyse baseret på Kendall's Tau, *Tabel 3.17*).

Udviklingen i dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger i delområder i 1998

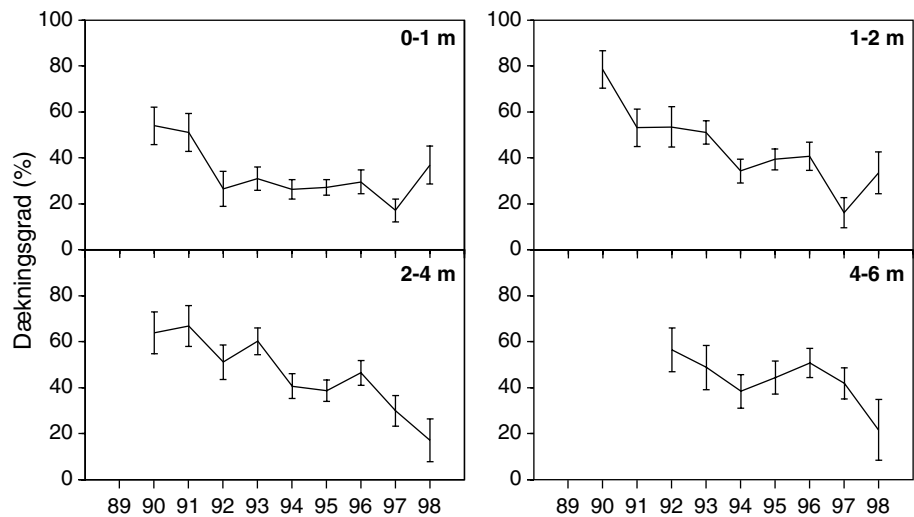
Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er generelt størst i de indre næringsrige og beskyttede fjordafsnit. Udviklingen i dækningsgraden af løstliggende, eutrofieringsbetingede alger i 1998 i forhold til tidligere år er for de enkelte fjord- og kystområder opsummeret på baggrund af beskrivelser i amtsrapporterne (*Tabel 3.14*). I 1998 er dækningsgraden steget i 37% af områderne, faldet i 13% af områderne og status quo/ikke oplyst i de resterende 50% af områderne. De stigende forekomster blev især rapporteret fra en række lukkede fjordområder, bl.a. Karrebæksminde -, Dybsø -, Præstø - og Ringkøbing fjorde. De faldende forekomster blev derimod udelukkende rapporteret for åbne områder, bl.a. Nivå Bugt og Isefjord.

Tabel 3.16 Udvikling i den gennemsnitlige dækningsgrad af løstliggende, eutrofieringsbetingede alger på 121 transekter i fjorde og kystområder, hvor denne gruppe er undersøgt gennem hele perioden 1990-98. Datasættet er fordelt på dybdeintervaller. Udviklingen er testet vha. Kendall's tendensanalyse baseret på Kendall's Tau. Z = teststørrelse, B = hældningskoefficienten i en lineær regression. N = 2031. Signifikansniveauer: *: 5%; **: 1%.

Interval	Z	Signifikans	B
0-1	-1,15		-2,51
1-2	-2,61	*	-5,15
2-4	-2,81	*	-5,44
4-6	-1,50		-4,03

Tabel 3.17 Udvikling i den gennemsnitlige dækningsgrad af løstliggende, eutrofieringsbetingede alger på transekter i fjorde og kystområder, der er undersøgt gennem perioden 1994-98. Datasættet er fordelt på dybdeintervaller. Udviklingen er testet vha. Kendall's trend test baseret på Kendall's Tau. Z = teststørrelse, B = hældningskoefficienten i en lineær regression. N = 2963. Signifikansniveauer: *: 5%; **: 1%.

Interval	Z	Signifikans	B
0-1	-2,20	*	-1,11
1-2	-0,24	-	-0,98
2-4	-0,73	-	-0,71
4-6	-0,24	-	0,53
6-8	0,24	-	2,58



Figur 3.16 Udvikling i den gennemsnitlige dækningsgrad af løstliggende, eutrofieringsbetingede alger på samtlige transekter i fjorde og kystområder, som er undersøgt gennem perioden 1989-98. Datasættet er fordelt på dybdeintervaller. Error bars angiver middelfejlen på middelværdien (SE).

Stigende belastning giver mere "dominansprægede" makroalgensamfund

Makroalgernes dominansforhold

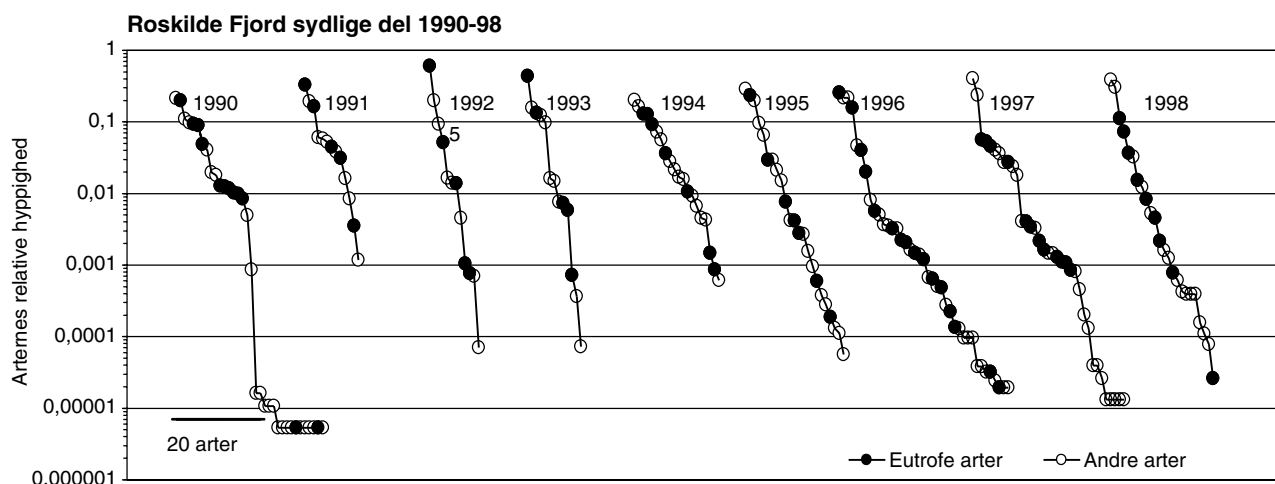
I det foregående afsnit beskrev vi, at løstliggende, eutrofieringsbetingede makroalger typisk favoriseres på bekostning af flerårige, langsomt voksende arter, når næringssaltbelastningen stiger. Samtidig forventer vi, at makroalgensamfundene ved stigende belastning bliver mere "dominansprægede", dvs. prægede af få arter med høj dominans, mens næringsfattige områder har flere arter af makroalger, med mere ensartet hyppighed.

Makroalgernes dominansforhold kan illustreres ved at rangordne arterne med den hyppigste art først, den næsthypigste art som nummer 2 og den sjældneste art til sidst i artsrækkefølgen (beregningsprincippet er beskrevet i de tekniske anvisninger, Kaas & Markager 1998). Dominansforholdet kan afbildes grafisk som en dominanskurve, hvor arterne rangordnes langs X-aksen og arternes relative hyppighed vises på Y-aksen. Rækkefølgen af arter vil danne en linie, hvis hældning afhænger af arternes indbyrdes dominansforhold. Når miljøforholdene er gunstige forventer vi, at der findes mange arter med nogenlunde ens hyppighed og at hældningen af dominanskurven derfor er lille. Under mindre gunstige forhold forventer vi, at der vil være færre arter med højere dominans og at den store gruppe af arter med ensartet dominans vil forsvinde. Hældningen af dominanskurven vil derfor være mere stejl.

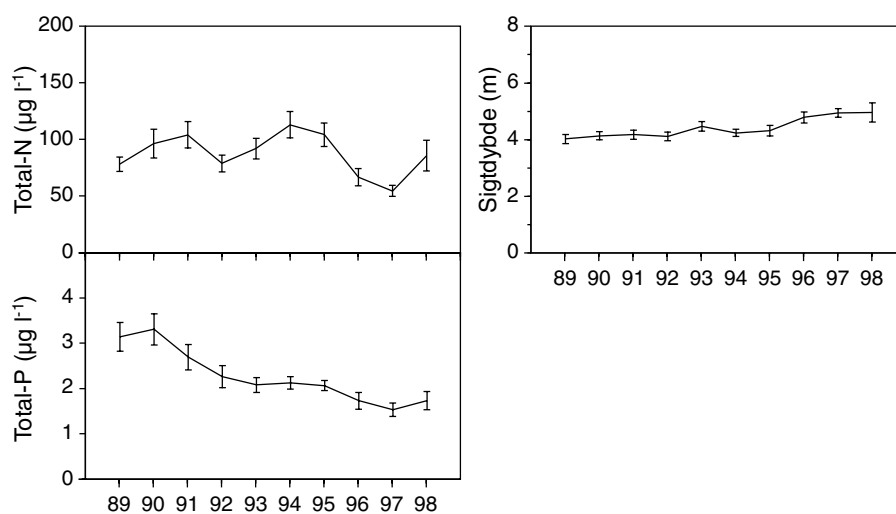
I NOVA-programmet blev der i 1998 foretaget intensive vegetationsundersøgelser med angivelse af makroalgernes dominansforhold i typeområderne. Som eksempel herpå vises en analyse af makroalgernes dominansforhold i den indre del af Roskilde Fjord gennem perioden 1990-98 foretaget af Roskilde og Frederiksborg amter. Forekomsten af eutrofieringsbetingede arter er markeret på kurven (Figur 3.17). Specielt i årene 1991-1993 var forløbet af dominanskurven meget stejlt, og de eutrofieringsbetingede arter var højt placeret på kur-

ven. Søsalat (*Ulva lactuca*) dominerede algesamfundet frem til 1993. I de nedbørsfattige år 1995-97 fik algesamfundet større artsrigdom og hældningen af dominanskurven var mindre stejl. I 1995-97 dominerede alm. ledtang (*Polysiphonia fucoides*), vandhår (*Cladophora* sp.) samt røde skorpeformede alger. I de nedbørsfattige år var koncentrationerne af næringssalte markant lavere end årene før, idet tilførslen af kvælstof fra land var reduceret med ca. 60-70%. I 1998 blev kurveforløbet igen mere stejlt, og søsalat var igen blandt de dominerende arter.

Analysen viser, at makroalgesamfundet i Roskilde Fjord er meget dynamisk, og der er tegn på, at makroalgernes dominansforhold reagerer på ændringer i næringssaltbelastningen. Vi er i gang med at videreudvikle anvendelsen af dominanskurver i overvågningen af makroalgesamfund, således at vi opnår en informativ og håndterbar beskrivelse af dominanskurverne, der kan sammenlignes på tværs af områder.



Figur 3.17 Udviklingen af makroalgernes dominansforhold i den indre del af Roskilde Fjord gennem perioden 1990-98. De eutrofieringsbetingede arters placering er markeret med udfyldte cirkler. (Fra rapporten: Hedal et al. 1999. Overvågningen af Roskilde Fjord, 1998, Roskilde Amt og Frederiksborg Amt).



Figur 3.18 Udviklingen af tidsvægtede sommermiddelværdier for totalkvælstof, total-fosfor og sigtddybde gennem perioden 1989-98. Vandkemistationerne, der indgår i beregningerne, er den delmængde af vandkemistationerne, som kan knyttes til vegetationstransektterne. Error bars angiver midelfejlen på middelværdien (SE).

Udvikling sammenholdt med lys- og næringsforhold

Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad afhænger af lys- og næringsforhold. Kvælstof er typisk det begrænsende næringsstof for produktionen i kystområderne, og der er dokumenteret sammenhænge mellem stigende koncentrationer af total-N, stigende klorofylkoncentrationer, faldende sigtddybder og faldende dybdegrænse for ålegræs på tværs af de danske fjord- og kystområder (Sand-Jensen et al. 1994). I det følgende diskuterer vi vegetationens udvikling i forhold til nærings- og lysforhold på de vandkemistationer, der ligger tættest på vegetationstransekterne. Disse vandkemistationer udgør en delmængde af det samlede net af vandkemistationer, og viser derfor ikke nødvendigvis samme udviklingstendens som det samlede net af vandkemistationer. Udviklingen i lys- og næringsforhold beskrives som tidsvægtede sommermidler for perioden 1. maj til 30. september.

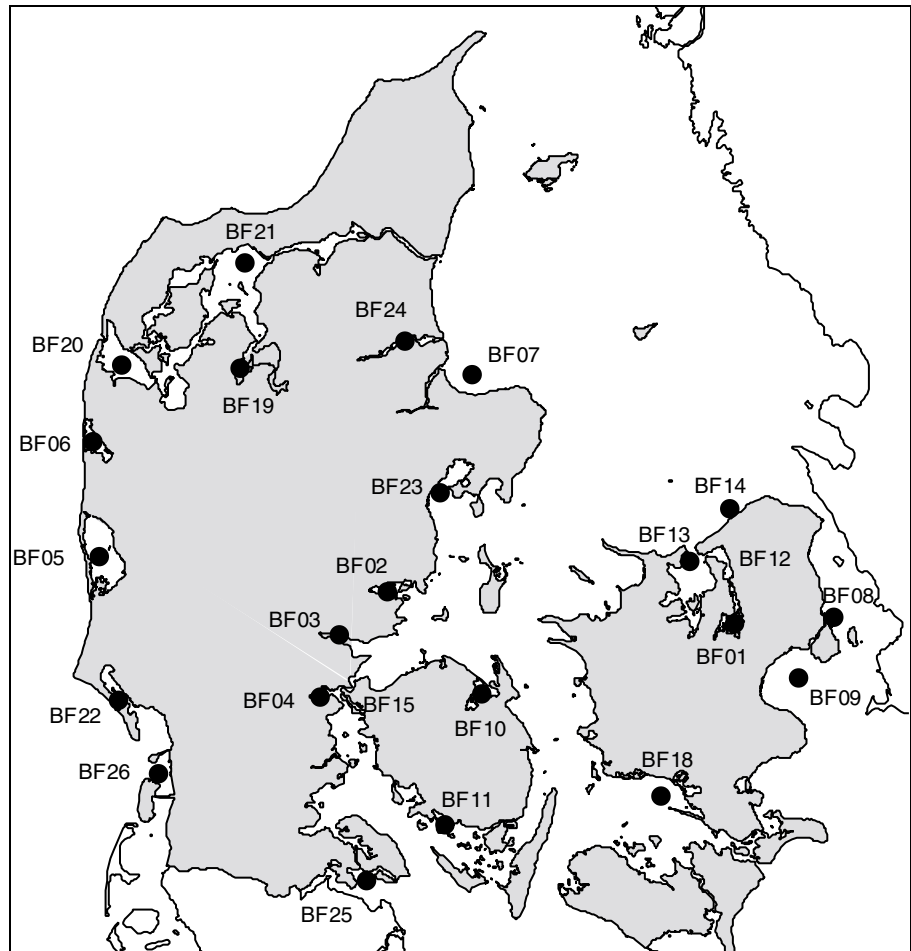
Koncentrationen af total-N har ikke udvist signifikante tendenser gennem perioden 1989-98 (Kendall's tendensanalyse, $p > 0,05$), mens sigtddybden har været signifikant stigende og koncentrationen af total-P har vist et signifikant fald (*Figur 3.18*). År-til-år variationerne i nærings- og lysforhold viser sammenhæng med udviklingen i bundvegetationen. De høje koncentrationer af total-N i 1993-95 faldt sammen med lav dækningsgrad af ålegræs på de større dybder (4-10 m). Da koncentrationerne af total-N efterfølgende faldt i 1996-97, steg sigtddybden og medførte en øget dybdegrænse for ålegræs. Ålegræssets dækningsgrad steg også i dybdeintervallerne 1-6 m. Der er således tegn på, at ændringerne i lys- og næringsforholdene har størst indflydelse på ålegræsset på de større dybder, hvor planterne vokser nær deres ydre dybdegrænser. Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger på 1-4 meters dybde faldt signifikant gennem perioden 1990-98. Faldet kan eventuelt skyldes fald i fosforbelastningen, men der er behov for yderligere undersøgelser for at afklare dette.

3.2.9 Bundfauna

Under NOVA-programmet blev der i 1998 taget kvantitative prøver af sedimentbundfaunaen inden for i alt 24 prøvetagningsområder. Med indførelsen af NOVA-programmet blev strategien for indsamling af bundfaunaprøver samtidigt ændret radikalt i forhold til de tidligere år. Hvor der tidligere blev taget 10 hapsprøver på få stationer i de enkelte fjord- eller kystområder, så blev det i de tekniske anvisninger for NOVA-programmet (Kaas & Markager 1998) anbefalet kun at tage én hapsprøve på et stort antal stationer spredt ud over et stort område. Ændringerne blev indført med den begrundelse, at den rumlige heterogenitet, som i høj grad kendetegner bundfaunasamfund, i mindre grad påvirker resultatet, når prøverne tages jævnt fordelt over et stort område fremfor i få "klumper", som tilfældet var med den gamle metode.

Placeringen af disse NOVA-prøvetagningsområder fremgår af *Figur 3.19*. Områderne dækker et areal gående fra få kvadratkilometer og op til at omfatte en hel fjord og hvert område består af 25-90 individuelle stationer. Datamaterialet for 1998 stammer således fra et meget stort antal stationer, hvor der til gengæld ikke tidligere har været taget prøver. Dette betyder for de fleste områders vedkommende, at

der ikke findes sammenlignelige data fra tidligere år, og at det derfor ikke er muligt at vurdere den tidsmæssige udvikling i bundfaunaen. Dette års NOVA-rapportering vil derfor fokusere på de foreløbige erfaringer med det ny prøvetagningsprogram. Karakteristikken af 1998 i forhold til tidligere år baseres på nogle udvalgte prøvetagningsområder, hvor gamle stationer med tidsserier er blevet besøgt i 1998.



Figur 3.19 Placering af amternes NOVA-prøvetagningsområder BF01-BF15 og BF18-BF24.

Resultater bundfauna

Udlægningen af de nye NOVA-stationsnet er sket efter lidt forskellige principper i de enkelte fjord- og kystområder. Overordnet set følger placeringen af stationerne tre forskellige mønstre:

- 1) I nogle fjorde er stationerne spredt ud over hele fjordens areal, det gælder fx Odense Fjord og Ringkøbing Fjord.
- 2) I andre områder er stationerne placeret i et delområde, der eventuelt forudgående er udpeget som et homogent område.
- 3) Endelig er stationerne i nogle områder udlagt på tværs af dybdegradienter eller langs økologiske gradienter, som det fx er tilfældet for Flensborg Fjord eller Vadehavet, hvor stationerne ligger som transekter ud over Vaden.

Princippet for stationernes placering har betydning for, hvor homogen faunaen er prøverne imellem. Systematiske forandringer af faunasamfundet på tværs af prøvetagningsområderne ses i de områder, hvor stationerne ligger på tværs af dybdegradienter, som det fx er tilfældet i Flensborg Fjord. I de tilfælde hvor stationerne udfylder hele fjordområdet, viser bundfaunaens sammensætning tydeligt tilstedeværelsen af økologiske gradienter igennem fjorden. Forskelle i faunaens sammensætningen inden for områderne kan visualiseres med et såkaldt MDS-plot, hvor de enkelte stationer er indplaceret i et 2D-plan, således at deres indbyrdes afstand svarer bedst muligt til faunaens ensartethed udtrykt som Bray-Curtis similaritet.

Ringkøbing Fjord er et eksempel på en fjord, hvor bundfaunaen er homogen i hele fjordområdet (*Figur 3.20*) mens bundfaunaen i Odense Fjord viser, at faunaen er markant forskellig i inder- og yderfjorden (*Figur 3.21*).

En subjektiv vurdering ud fra figurer antyder, at den tidlige udvikling i bundfaunaen i fjordene og de kystnære områder viser svingninger i såvel individtæthed som biomasse, som forløber over perioder på ca. 5-8 år. Dermed synes bundfaunaen i fjordene og de kystnære områder at vise den samme type populationsdynamik, som ses i de åbne farvande (HELCOM 1996, Ærtebjerg et al. 1998). I modsætning til de åbne farvande, hvor disse populationssvingninger har forløbet synkront på de enkelte stationer med populationstoppe i midten af 80erne og 90erne, så viser tidsserierne fra de enkelte fjorde ikke nogen tydelig synkronisering. I *Figur 3.22* er vist et eksempel på populationssvingningerne i 3 østjyske fjorde. Inde i fjordene og specielt i de fjorde, hvor iltsvind er hyppige, ses mere uregelmæssige svingninger, hvor faunaen i perioder er forsvundet, som det fx er tilfældet i Skive Fjord (*Figur 3.23*).

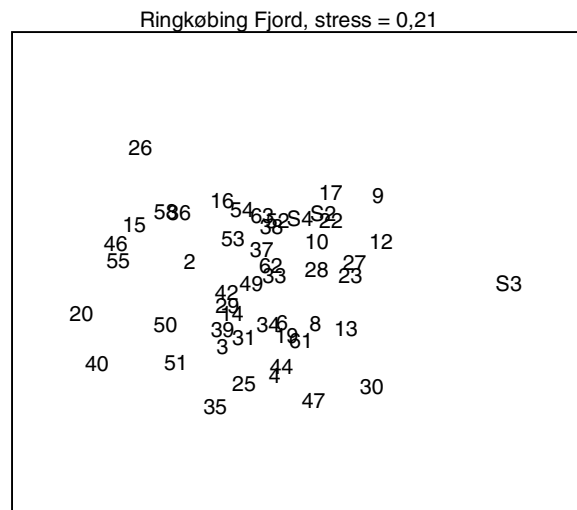
Data fra 1998 viser fælles træk for en del fjorde i form af lave værdier for såvel biomassen pr. arealenhed som individtætheden af bundfaunaen.

De mest markante afvigelse fra den generelle udvikling i 1998 ses i Mariager Fjord, hvor der har foregået en massiv genindvandring efter det omfattende iltsvind i 1997. Et andet område, hvor faunaen har undergået markante ændringer, er Ringkøbing Fjord, hvor der har foregået en kraftig stigning i bundfaunaens biomasse, hvor specielt sandmuslingen, *Mya arenaria*, har gået meget frem. Dette er sket som følge af bedre overlevelse fremkaldt af ændret slusepraksis, som har hævet saliniteten (*Figur 3.24*).

A

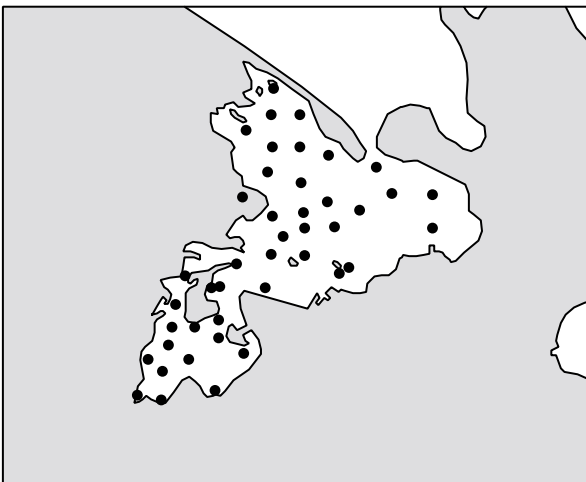


B

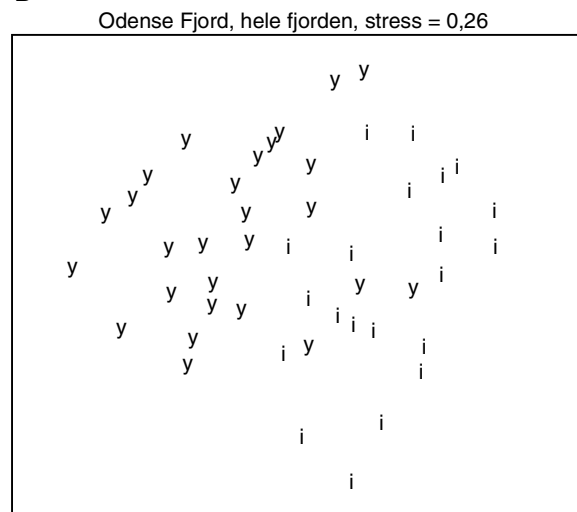


Figur 3.20 A: Placering af NOVA-bundfaunastationerne i Ringkøbing Fjord (BF05). B: MDS-plot af stationerne i Ringkøbing Fjord baseret på 4-rods transformerede værdier for bundfaunaens individtæthed. Stationer bærer amtets betegnelser (stress = 0,21).

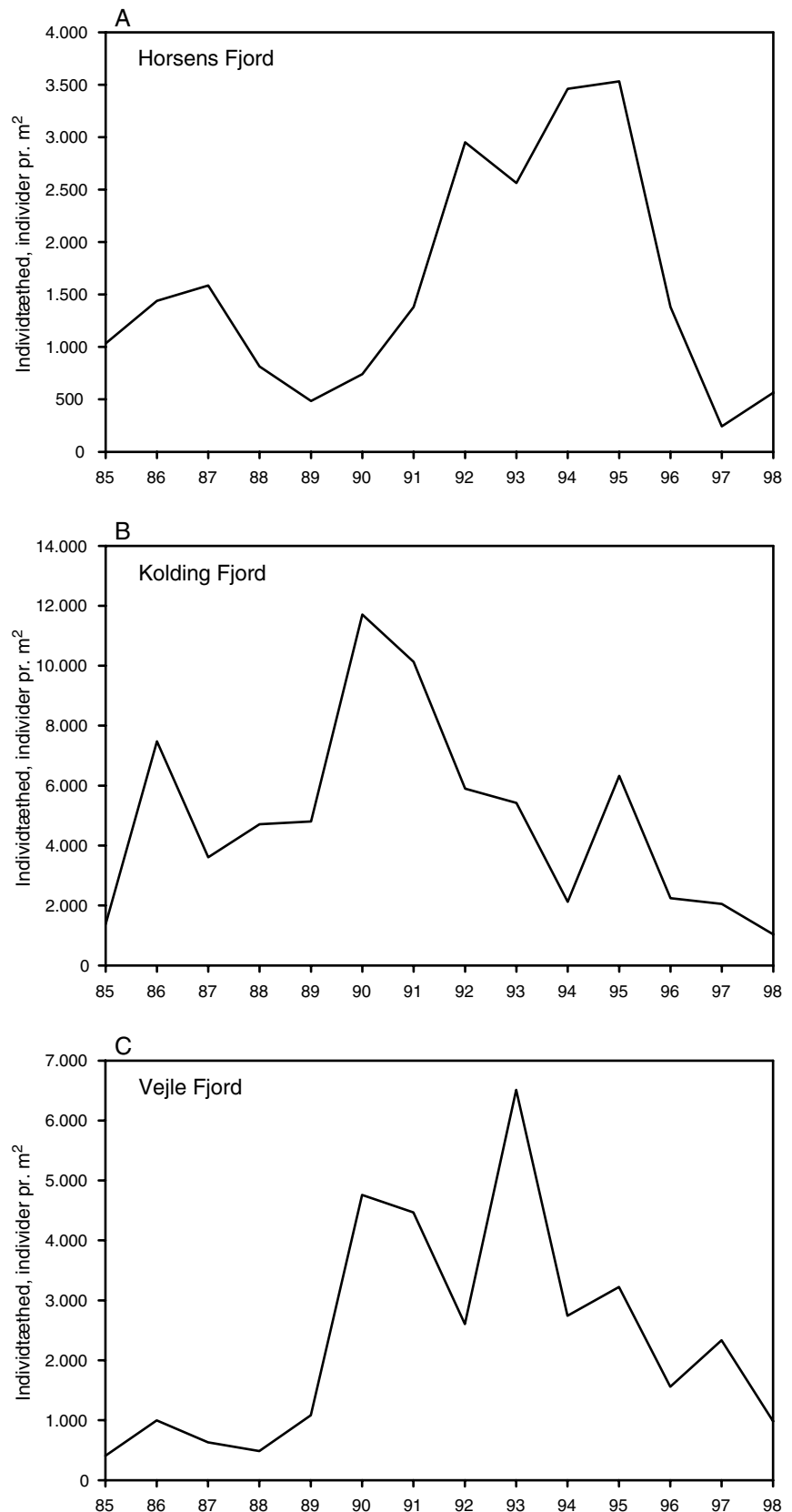
A



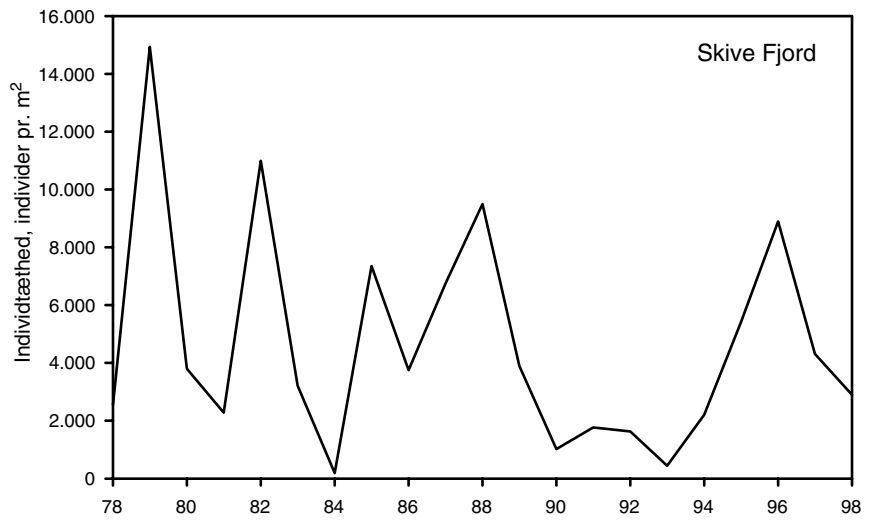
B



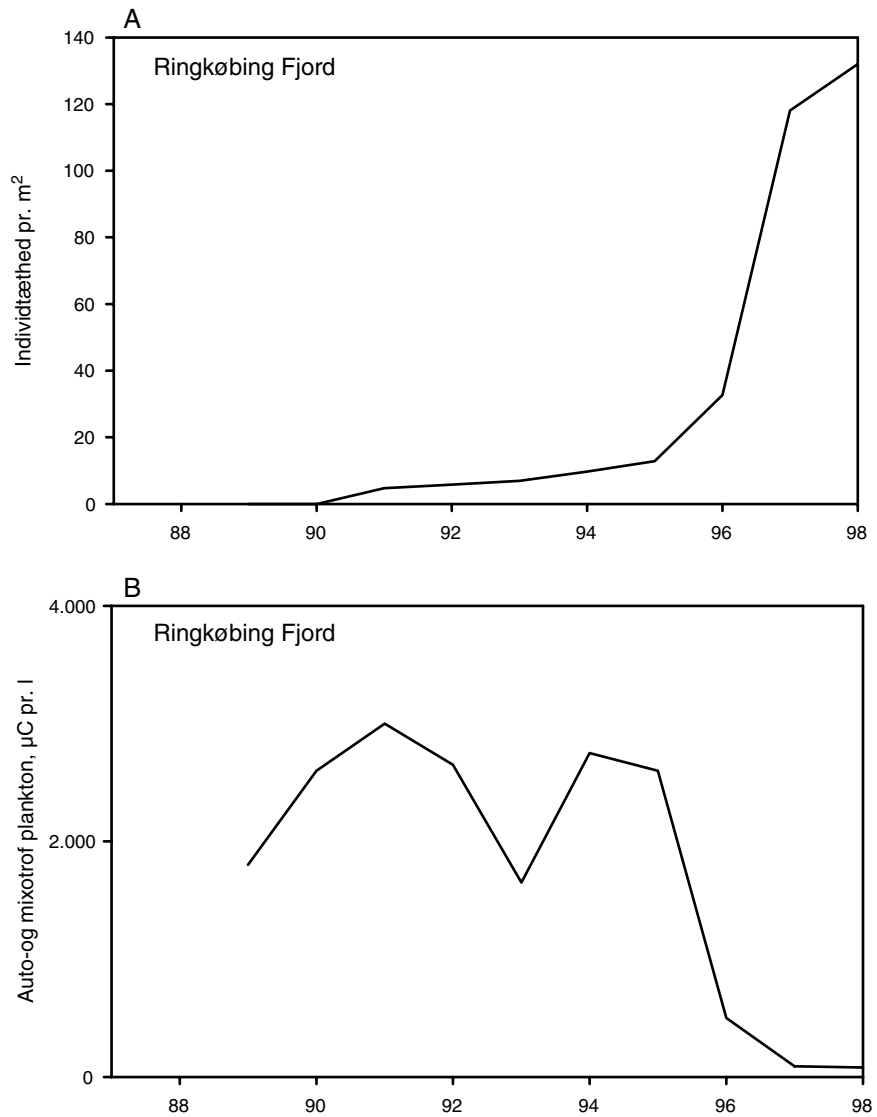
Figur 3.21 A: Placering af NOVA-bundfaunastationerne i Odense Fjord (BF10). B: MDS-plot af stationerne i Odense Fjord baseret på 4-rods transformerede værdier for bundfaunaens individtæthed. Stationer placeret i inderfjorden bærer betegnelsen i, og stationer i yderfjorden er markeret med y (stress = 0,26).



Figur 3.22 Den tidlige udvikling i bundfaunaens individtæthed i Horsens, Kolding og Vejle Fjord i perioden 1985-1998. A: Data for Horsens Fjord er for perioden 1985-1997 baseret på gennemsnit af stationerne 5790 og 6290, mens data for 1998 er baseret på gennemsnittet af stationerne i NOVA-området BF02. B: Data fra Kolding Fjord er for perioden 1985-1997 baseret på gennemsnit for stationerne 3350, 3749 og 3951 og for 1998 er anvendt data fra BF03. C: Data for Vejle Fjord er gennemsnit af stationerne 4669 og 5367 og for 1998 NOVA-området BF04.



Figur 3.23 Individttætheden af bundfaunaen i Skive Fjord (station 3727-1) i perioden 1978-1997 samt NOVA-området BF19 i 1998.



Figur 3.24 A: Udviklingen af bundfaunaens biomasse i Ringkøbing Fjord 1989-1998. B: Udviklingen af fytoplanktonets biomasse i Ringkøbing Fjord 1989-1998.

Diskussion

Ringkøbing Fjord er et eksempel på et økosystem, som har ændret sig radikalt i struktur og funktion, efter at ændringer i slusepraksis ved Hvide Sande har forøget saltholdighed og graden af opblanding i fjorden. Den kraftigt stigende biomasse af bundfaunaen i fjorden spiller en meget vigtig rolle for denne markante ændring af økosystemet. Det er filtratorerne, og her specielt sandmuslingen *Mya arenaria*, som med de aktuelle biomasser og filtrationsrater er medvirkende til at kontrollere fytoplanktonet, som i de sidste par år har opnået en biomasse på kun få procent af de tidligere niveauer (Figur 3.24).

De svingninger i biomasse og tæthed, som observeres i tidsserierne i de enkelte områder, beskriver et generelt fænomen for fauna på blødbund. Årsagen til populationssvingningerne skyldes sandsynligvis både påvirkninger fra miljøet og det forhold, at bundfaunasamfund, domineret af flerårige arter, har en egendynamik, der giver populationssvingninger over 5-8 årige perioder. Bundfaunaens biomasse er tæt koblet til tilførslen af organisk stof til bunden, og år til år variationer i fødetilgangen må derfor tillægges stor betydning for både den tidsmæssige placering og størrelsen af populationssvingningerne. Forekommer der hyppige og vedvarende iltsvind, vil dette forhold naturligvis gribe ind i faunaens populationssvingninger.

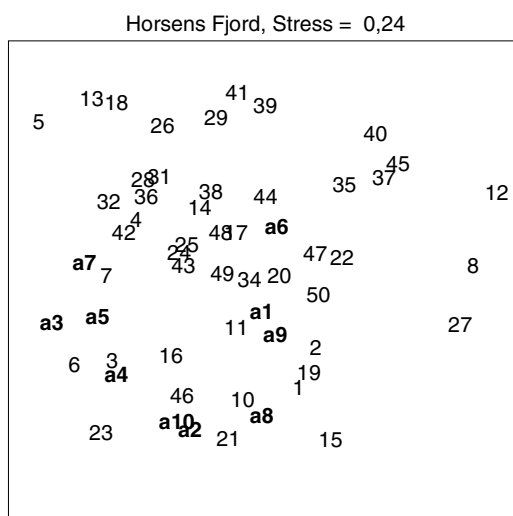
I de åbne farvande viser de lange tidsserier en parallel udvikling af bundfaunaen på de enkelte stationer igennem de sidste 15 år, og årsagen til denne synkronisering er tidligere beskrevet som generelle ændringer i fødetilgangen (Ærtebjerg et al. 1998). I fjordene og de kystnære områder har faunaen ikke hidtil vist den samme grad af synkron udvikling. Dette kan ses som et tegn på, at fjordene indbyrdes er så forskellige i deres økologiske struktur, at generelle år-til-år variationer i miljøforhold har forskellig effekt på bundfaunaen fra den ene fjord til den anden. I 1998 ser det imidlertid ud til, at faunaen har lave bestande i næsten alle områder, ligesom det var tilfældet i de åbne farvande. Dette kan tyde på, at de to meget nedbørsfattede år 1996 og 1997 generelt har resulteret i ringere fødetilgang til bundfaunaen og lavere rekruttering i 1997, der afsløres i prøverne fra 1998.

Det er imidlertid svært at afgøre spørgsmålet om hvorvidt, der er tale om en generel effekt, da undersøgelsesprogrammet samtidigt er blevet ændret i 1998. Sammenligningerne er baseret på de relativt få stationer, som har tidsserier, der omfatter 1998. Hvis der er sket en generel reduktion i bundfaunaens tæthed, forventes der, på baggrund af bundfaunaens egendynamik og de mere normale klimatiske forhold i 1998, at der atter sker en stigning i faunaens tæthed i 1999/2000 medmindre, der opstår omfattende iltsvind. Denne forventning vil fra og med år 1999 kunne testes på datamaterialet fra hele bundfaunaprogrammet under NOVA.

Det er endnu for tidligt at konkludere omkring konsekvenserne af den ændrede prøvetagningsstrategi, der er indført med NOVA-programmet. I hvilket omfang rumlig heterogenitet har forstyrret tidligere data vides ikke, men den nye metode vil oplagt være mere robust overfor dette forhold. Ved at sprede mange stationer ud over en hel fjord eller et kystområde vil resultatet af faunaundersøgelsen afspejle, hvordan området som helhed reagerer på miljøændringer.

Omvendt vil detailkendskab til geografiske variationer inden for en fjord ikke være metodens stærke side; er der fx et delområde, der særligt ofte rammes af iltsvind, vil dette område være repræsenteret med meget få prøver, og denne oplysning vil ikke fremgå, hvis man anlægger gennemsnitsbetragtninger. Styrken hvormed ændringer kan detekteres afhænger naturligvis af heterogeniteten inden for undersøgelsesområdet. De forskellige principper for stationsplaceringen vil sandsynligvis have nogen indflydelse på muligheder for at spore ændringer, men i de fleste tilfælde vil databehandlingen dog kunne tilrettelægges således, at der tages højde for de variationer i faunaen, som skyldes en eller anden form for gradient inden for prøveområdet. Generelt forekommer stationerne at være placeret ud fra et nøje kendskab til de enkelte lokalområder.

Det største problem, der er forbundet med indførelsen af den nye metode, er, at resultaterne ikke umiddelbart kan sammenlignes med tidligere år. Dels er stationernes placering ændret og dels har ændringerne i antallet af delprøver afgørende betydning for det antal arter, som registreres på den enkelte station. Manglen på tidsserier er specielt et stort problem for bundfauna, hvor populationsdynamikken har en periodicitet, som forløber over flere år, og hvor generelle tendenser kun kan fastslås på baggrund af forholdsvis lange tidsserier. De fleste amter har dog valgt at fortsætte nogle af de gamle stationer med lange tidsserier, således at der findes et tidsligt overlap mellem de to metoder. I nogle tilfælde er stationsnettene udlagt omkring nogle gamle stationer. Dette giver mulighed for at sammenligne de to metoder. Ved at sammenligne variationen mellem prøverne i de nye stationsnet med variationen mellem delprøverne på den gamle station er det muligt at vurdere, hvor stor en effekt den rumlige heterogenitet kan have haft på den gamle station, idet variationen på den gamle station ikke forventes højere end den rumlige heterogenitet på det store område, som stationsnettet dækker. I mange tilfælde har variationen på de nye stationsnet ikke været markant højere end på de gamle stationer. Af et MDS-plot over de nye og den gamle station i Horsens Fjord fremgår, at faunaens sammensætning ikke er markant mere forskelligartet i det nye stationsnet sammenlignet den gamle station (*Figur 3.25*).



Figur 3.25 MDS-plot over individtætheden af bundfaunaen (4-rods transformation) i Horsens Fjord i 1998. Numrene 1-50 betegner stationerne i NOVA-stationsområder BF02, mens de med fed fremhævede a1-a10 angiver de 10 delprøver, der blev taget på den gamle station 6089.

Et forsigtigt bud er derfor, at den nye metode er en forbedring i de fleste fjorde og kystnære områder, og at det i en del tilfælde er muligt at drage nogle sammenligninger på tværs af metodeskiftet. Men det er vigtigt, at nogle af de gamle stationer med lange tidsserier bevares for i fremtiden at have indsigt i bundfaunaens langtidsskiftet.

Filtratorer i typefjordene

Som et nyt element indgår der i NOVA-programmet særskilte undersøgelser af filtratorerne i de 6 typefjordsområder. Begrundelsen for at indføre disse undersøgelser er, at mængden af filtratorer i nogle lavvandede områder er så stor, at de potentielt er i stand til at filtrere den overliggende vandsøjle adskillige gange i løbet af et døgn. De er dermed potentielt i stand til fuldstændigt at kontrollere fytoplanktonet. Ved at opgøre filtratorenes biomasse, sammensætning og fordeling er det muligt at beregne deres filtrationspotentiale. Hermed er det håbet at kunne udpege de fjorde, hvor planktonets dynamik i særlig grad er styret fra bunden og i kraft heraf at opnå en bedre forståelse af de forskelle, der forekommer mellem forskellige fjordøkosystemer.

I 1998 blev der foretaget specifikke undersøgelser af filtratorerne i Ringkøbing Fjord, Odense Fjord, Skive Fjord og Roskilde Fjord. Der er anvendt forskellige metoder til selve opgørelsen af biomasse i de 4 fjorde, da der er forskelle mellem fjordene og forskel på hvilke organismer, der er de vigtigste filtratorer. I alle 4 fjorde blev der fundet en stor biomasse af filtratorer, som på baggrund af deres beregnede filtrationskapacitet potentielt kunne kontrollere fytoplanktonet.

I Odense Fjord var den vigtigste filtrerende organisme børsteormen *Neries diversicolor*, som havde en biomasse på henholdsvis 83 og 0,9 gram pr. m² og en filtrationskapacitet på 14 og 0,33 gange volumen pr. døgn af henholdsvis inder- og yderfjorden (Rask et al. 1999). I Skive Fjord var den vigtigste filtrerende organisme blåmuslingen *Mytilus edulis*, som havde en biomasse på 1.242 gram vådvægt pr. m² i fjorden som helhed. Muslingerne var dog fordelt med langt de største biomasser i de lavvandede områder. På baggrund af biomasse blev filtrationskapaciteten beregnet til ca. 3 gange fjordens volumen dagligt (Laursen et al. 1999a). I Roskilde Fjord er filtratorenes udbredelse og biomasse blevet undersøgt i et delområde placeret i Roskilde Bredning. Her var den vigtigste filtrerende organisme ligeledes blåmuslingen, som havde en filtrationskapacitet 10,7 m³ pr. kvadratmeter bund pr. døgn svarende til 2,2 gange vandvolumen over den undersøgt bund (Hedal et al. 1999). I Ringkøbing Fjord er den almindeligste filtrerende organisme sandmuslingen *Mya arenaria*, hvis biomasse er steget markant gennem de sidste år, og som i 1998 havde nået en biomasse på 120 g tørvægt pr. m² og en filtrationskapacitet svarende til 3,1 gange fjordens volumen i døgnet (Laursen et al. 1999b). I Horsens Fjord kunne der ikke foretages en bestemmelse af de filtrerende organismers biomasse, da det område, hvor muslingerne primært forekommer, havde været udsat for muslingefiskeri.

Som det fremgår af ovenstående beregnede filtrationsrater, så har filtratorerne alle steder en meget stor potentiel indflydelse på fytoplanktonet i de 4 fjorde. Hvor stor effekt filtratorerne har i en skala, som omfatter en hel fjord, afhænger af både det samlede filtrations-

potentiale, men også af deres fordeling i fjorden samt af de hydrografiske forhold. Forudsætningen for at filtratorerne kan udnytte deres filtrationspotentiale er nemlig, at de har "adgang" til hele vandmængden i fjorden således, at det ikke er den samme vandmængde, som bliver filtreret igen og igen. I Skive Fjord blev de fleste blåmuslinger således fundet på lavt vand, mens biomassen pr. arealenhed i de dybeste dele af fjorden kun var en tiendedel. Vandet blev derfor filtreret mange gange om dagen inde på det lave vand, mens muslinger havde ringere indflydelse på fytoplanktonet på de dybere dele af fjorden. Hvor meget fytoplankton filtratorerne faktisk fjerner afhænger af, hvor godt vandet er opblandet i fjorden. I mange fjorde med filtratorer forventes betydningen af filtratorerne at variere med de hydrografiske forhold således, at fytoplanktonet kontrolleres i blæsende perioder, hvor vandet er fuldstændigt opblandet, mens filtratorerne har lille effekt i vindstille perioder, hvor vandet er lagdelt og muslingerne kun er i kontakt med bundvandet. For at opgørelser af filtrationspotentialet kan omsættes til et mål for effekt på fytoplanktonet kræves længere tidsserier, som gør det muligt at sammenligne dynamikken af fytoplanktonet med populationsudviklingen af filtratorerne. Ligeledes vil inddragelse af hydrografiske oplysninger i fremtiden kunne bidrage til en bedre kvantificering af filtratorernes rolle i fjordøkosystemerne. At de filtrerende organismer kan have en enorm betydning er dog mere end antydning af fx den historiske udvikling i biomassen af fytoplankton og filtratorer i Ringkøbing Fjord (Figur 3.24).

Da det er første år, at filtratorerne indgår i undersøgelsesprogrammet, findes der ikke noget egentligt sammenligningsgrundlag i de enkelte områder. Da de anvendte metoder samtidigt er blevet tilpasset til de enkelte fjorde, kan der ikke på baggrund af den nuværende datamængde gennemføres en mere dybtgående analyse af filtratorernes betydning i typefjordene.

3.3 Diskussion

3.3.1 Miljøtilstand og tidslig udvikling

Vind er godt, nedbør er skidt for havmiljøet

Kobling mellem klima og miljø

Miljøtilstanden i fjorde og lavvandede havområder reguleres i et samspil mellem klimatiske forhold, belastningen med næringssalte og det biologiske system. Af klimaforhold er det specielt nedbør, vindpåvirkning og lysindstråling, som indvirker på miljøet. Nedbør har en negativ effekt på miljøet, fordi der er en tæt positiv sammenhæng mellem nedbør og udvaskningen af næringssalte fra diffuse kilder (se fx. Lauersen et al. 1999). Vindpåvirkning og lysindstråling er normalt tæt korreleret således, at dårligt vejr giver både vind og overskyet vejr, mens højtryk giver sol og relativt stille vejr. Vind skaber omrøring i vandsøjlen. Dette modvirker iltsvind ved bunden og bevirker, at vandsøjleens indhold af fytoplankton kommer i kontakt med bundlevende filtratorer som græsser på fytoplankton. En negativ effekt af omrøringen er, at næringssalte, som frigives ved remineralisering i sediment og bundvand, bringes op i den fotiske zone.

Klimaet i 1998

Klimaet i 1998 var præget af en blæsende sommer med temperatur og indstråling under middel. Nedbøren var for året som helhed 19% over det normale, men en del af det skyldes oktober måned, som havde en høj nedbør på 125% over det normale. Nedbøren var dog over det normale også i forårmånederne. Klimaet i 1998 havde derfor en negativ effekt pga. den megen nedbør, mens den blæsende og kolde sommer formodentlig har haft en positiv effekt. Effekten af den høje nedbør om efteråret var formodentlig lille, da den kom på et tidspunkt, hvor produktionen ikke var begrænset af næringssalte.

Klimaet i 1998 var meget forskelligt fra 1996 og 1997, som begge var meget tørre år med nedbør langt under middel, og hvor specielt sommeren i 1997 var præget af lange varme perioder med meget lidt vind. Man kan derfor forvente betydelige ændringer i miljøet i 1998 i forhold til de to foregående år.

Miljøtilstanden i 1998

Tilførslen af kvælstof var omkring eller lidt over det normale pga. den megen nedbør. Tilførslen af fosfor var lav sammenlignet med langtids middelværdier, men betydeligt højere end i de tørre år 1996 og 1997. Koncentrationer af næringssalte afspejler tilførslerne, således var koncentrationerne af fosfor lave, mens kvælstof lå omkring det normale. Biomassen af fytoplankton var generelt lavt, både målt som klorofyl og kulstof biomasse og sigtddybden var god. Fytoplankton var potentielt næringssaltbegrænset i en betydelig del af vækstperioden. Kvælstof var begrænsende i den største del af tiden, men fosfor havde også betydning tidligt på året. Iltforholdene var gode med få iltvindshændelser på lavt vand. På dybere vand var der dog omfattende iltvindshændelser. Bundvegetationen udviklede sig både positivt og negativt i 1998. Forekomsten af løstliggende og eutrofieringsbetingede alger lå på et lavt niveau, svarende til niveauet i 1996 og 1997. Ålegræssets dybdegrænse gik noget tilbage, så det meste af den stigning i ålegræssets dybdeudbredelse, som blev observeret i 1996 og 1997, forsvandt i 1998. Sammenlignet med tidligere år var miljøtilstanden relativt god i fjorde og kystnære områder i 1998.

Årsagssammenhænge og tidlig udvikling

Belastningen af havmiljøet med kvælstof var i 1998 tilbage til niveauet fra tidligere, mens tilførslen af fosfor fortsat er lav. Dette er helt som forventet, idet amternes recipientkvalitetsplan og Vandmiljøplan I har reduceret fosforudledningerne betydeligt. Fosfor kom tidligere især fra punktkilder, hvor der nu er sket en reduktion på omkring 80%. Udledningen af kvælstof er kun reduceret lidt. Der er dog små tegn på, at belastningen er på vej ned. Således har de sidste 5 års sammenhænge mellem afstrømning og N-belastning fra Limfjorden ligget under den gennemsnitlige sammenhæng (Laursen et al. 1999a). Dette skyldes dog formodentlig en reduktion i tilførslen fra punktkilder, idet koncentration af uorganisk kvælstof er steget i en række vandløg. Et tegn på at der nu tilføres mindre kvælstof til Limfjorden end tidligere. Fosforkoncentrationerne i de kystnære farvande er faldet markant gennem 90'erne, og 1998 passer ind i dette mønster (se fx. Rask et al. 1999). Ålegræsset responderede med stor dybdeudbredelse i 1996 og 1997, hvor kvælstofbelastningen var lav. I 1998, hvor kvælstofbelastningen igen var høj, faldt ålegræssets dybdeudbredelse

se. Mængden af eutrofieringsbetingede makroalger er generelt reduceret gennem perioden 1990-98, men udviklingen er ikke entydig, idet flere lokaliteter oplevede udbredte forekomster i 1998. Der er endnu kun få tegn på forbedringer i økosystemerne som følge af nedgangen i fosforbelastningen. Der er flere dage med potentiel fosforbegrænsning af fytoplanktonet, og klorofylkoncentrationen er nogle steder faldet, fx i Århus Bugt og Mariager Fjord. Årsagen til den svage respons er enten, at der fortsat ligger en betydelig pulje af fosfor i sedimentet, eller at det overvejende er kvælstof, som styre produktionen i fjorde og kystnære områder. I nogle områder er der også tegn på en nedgang i kvælstofkoncentrationen (Rask et al. 1999). Når miljøforholdene generelt har været relativt gode i 1998 må det tilskrives tre forhold: en blæsende sommer med lav indstråling, en signifikant reduktion i fosforbelastningen og muligvis en svag reduktion i kvælstofbelastningen. Det sidste især i tidligere spille- vandsbelastede områder. Vindpåvirkningen har medført, at vandsøjlen er blevet oprørt til bunden i mange lavvandede områder. Det har muliggjort en effektiv græsning fra filtratorer og en større grad af lysbegrænsning af produktionen end normalt. Potentielt har der også været en større grad af næringssaltbegrænsning end tidligere, hvilket har begrænset fytoplanktonets vækstpotentiale og muligvis også reduceret forekomsten af opportunistiske makroalger. Omrøringen af vandsøjlen har også sikret relativt gode iltforhold på lavt vand.

3.3.2 Konklusion og målsætning

Miljøtilstanden for fjorde og kystnære havområder var rimelig god i 1998, og bedre end forventet udfra nedbøren og N-belastningen. Formodentlig var det dog den blæsende sommer, der tog toppen af den negative påvirkning. I et år med en kombinationen af høj nedbør og en stille varm sommer vil man igen forvente massive miljøproblemer i fjorde og kystnære områder. Vandmiljøplanens målsætning om en forbedring af miljøet er således ikke opfyldt for fjorde og kystnære områder. Der er tendenser til forbedringer på nogle områder, men de er langt fra tilstrækkelige til at sikre en rimelig miljøtilstand i år med ufavorable klimatiske forhold. En nedbringelse af belastningen med kvælstof, som forudsat i Vandmiljøplan II, er nødvendig for at sikre en varig forbedring af havmiljøet.

4 Åbne farvande

4.1 Området og prøvetagningsprogram

Prøvetagningen under NOVA-programmet er beskrevet under de enkelte emner.

4.2 Resultater

4.2.1 Fysiske forhold

Hydrografi

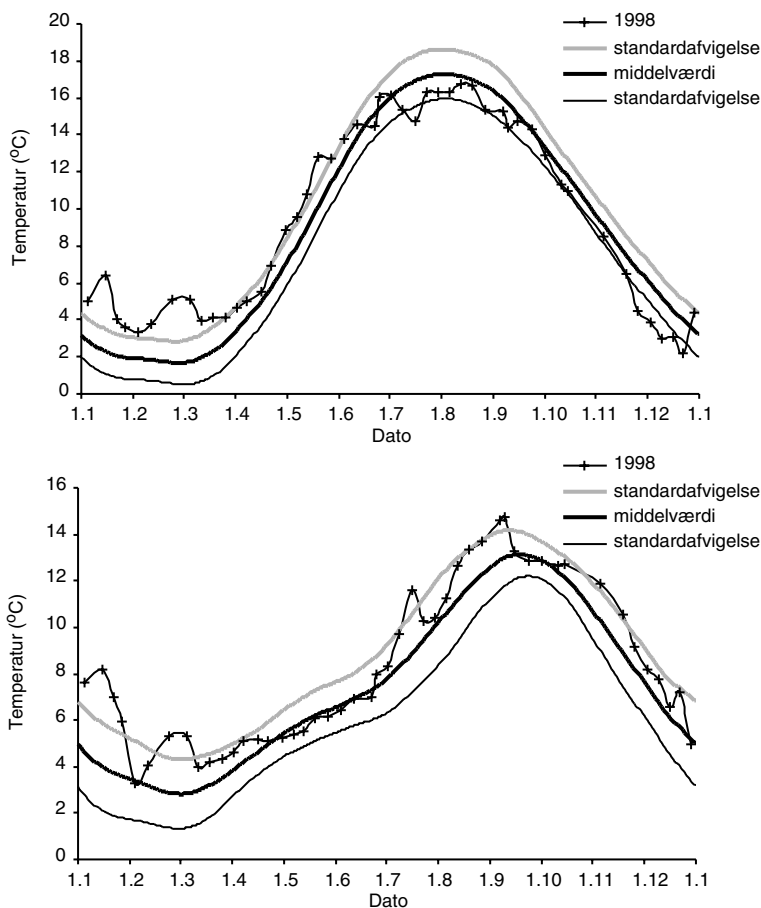
I de lavvandede områder langs den jyske vestkyst afspejlede vandtemperaturen den milde vinter. I de kystnære dele af Tyske Bugt og i Vadehavet var temperaturen således høj i forhold til langtidsmiddelværdier i løbet af foråret. På dybere vand var temperaturen i forårs månederne nær middelværdien. Sommertemperaturen i Vesterhavet var gennemgående lav. I de indre danske farvande og den vestlige Østersø afspejlede overfladetemperaturen ligeledes den milde vinter og kølige sommer, idet der gennemgående er observeret forhøjede vintertemperaturer og lave sommertemperaturer i de øverste 10 m af vandsøjlen (*Figur 4.1, øverst*). Undtaget i vinterperioden afveg temperaturen i den bundnære vandmasse nedenfor haloklinen ikke markant fra øvrige år (*Figur 4.1, nederst*).

Salinitet og lagdeling

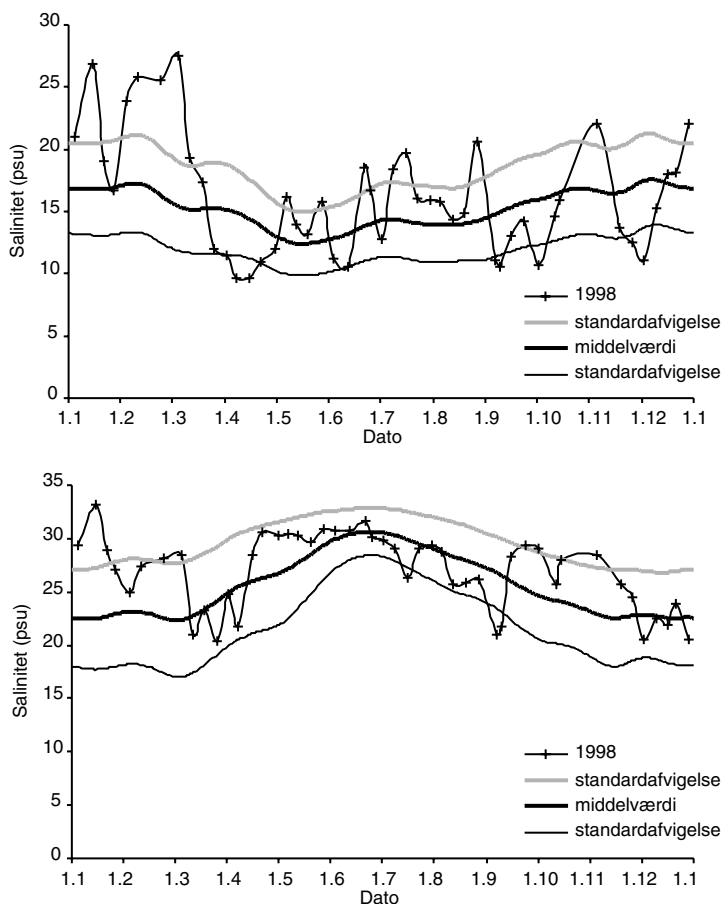
Langs hele den jyske vestkyst inkl. Vadehavet var saliniteten reduceret i april og maj 1998, og jysk kyststrømsvand blev identificeret i store dele af året. Jysk kyststrømsvand er imidlertid ikke blevet rapporteret i det nordlige Kattegat.

I perioderne med vestlig vind i forårs månederne blev saltholdigt vand presset ned i bælteerne og videre ind i Østersøen. Overfladesaliniteten i de indre danske farvande var derfor høj (*Figur 4.2, øverst*). Medio marts blev Skagerrak-Kattegat-fronten etableret som følge af, at udstrømninger gennem Bælthavet blev hyppigere og mere langvarige. Dermed blev overfladesaliniteten i de indre danske farvande reduceret og haloklinen blev forstærket. I sommer månederne gav indstrømningshændelser periodevist en forøget salinitet i Bælthavet, mens udstrømningshændelser tilsvarende reducerede overfladesaliniteten. Fra midt oktober til primo november var der en længerevarende indstrømning. Det resulterede i en forøget overfladesalinitet og en reduceret forskel mellem overflade- og bundvand. Et højtryk over Østersøen og svag østlig vind fra primo november til midt december medførte en længerevarende udstrømning af lavsalint vand. Overfladesaliniteten blev derfor reduceret i store dele af de indre danske farvande.

Figur 4.1 Temperaturen ved overfladen (øverst) og i dybden 20 m (nederst) i Storebælt. Middelværdikurverne er beregnet på baggrund af fyrskibsdata i perioden 1931-1973.



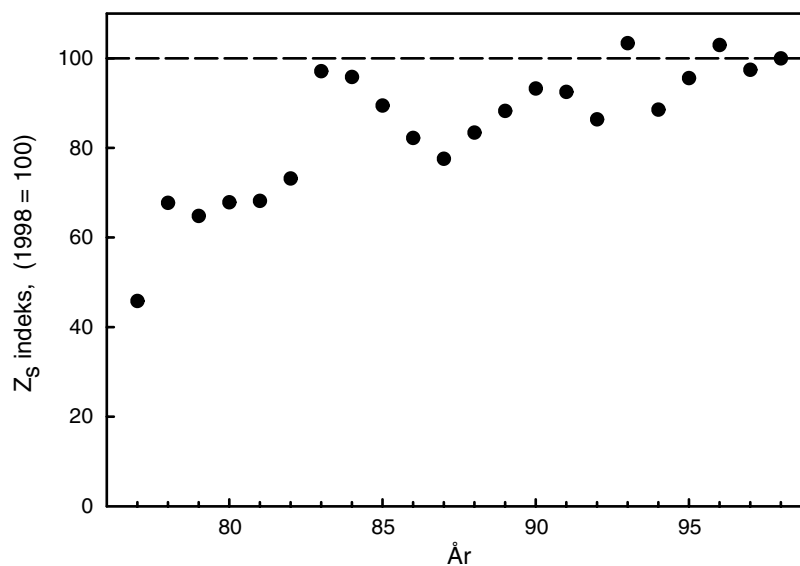
Figur 4.2 Saliniteten ved overfladen (øverst) og i dybden 20 m (nederst) i Storebælt. Salinitetsobservationerne i overfladevandet er ikke tilstrækkelig hyppige til at gengive korttidsvariationerne korrekt. Ekstremværdier fastlægges dermed ikke korrekt i overfladevandet. Middelværdikurverne er beregnet på baggrund af fyrskibsdata i perioden 1931 til 1973.



Lys

Lysforholdene i havet er ligesom for fjordene vurderet ud fra sigt-dybdemålinger. Et samlet billede er fundet ved et indeks beregnet på samme måde som for fjordene (se afsnit 3.2.1).

Vandet var relativt klart i 1998 sammenlignet med tidligere år. *Figur 4.3* viser udviklingen i sigt-dybden siden 1977. Man ser, at kun i 1993 og 1996 var sigt-dybden højere end i 1998. Den gennemsnitlige sigt-dybde i 1998 var 24% højere end gennemsnittet for 1977 til 1988 og 7% højere end gennemsnittet for 1989 til 1998. Der har været en signifikant positiv udvikling i sigt-dybden, både når man betragter hele perioden fra 1977 til 1998 og perioden 1989 til 1998 (*Tabel 4.1*). Dette gælder også, selvom man udelader de meget tørre år 1996 og 1997 (*Tabel 4.1*).

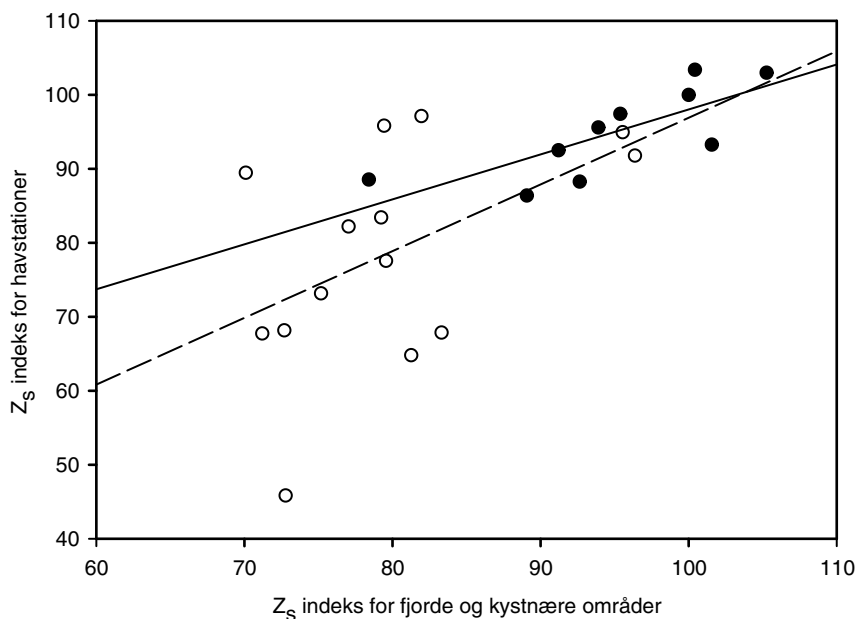


Figur 4.3 Indeks for sigt-dybde i åbne havområder. Beregningsmetoden er forklaret i afsnit 3.2.1.

Tabel 4.1 Fortegnsanalyse af Kendall- τ korrelationskoefficienter for den tidlige udvikling i sommersigt-dybden (1. maj til 30. september) over tid. Starttidspunkt varierer mellem 1972 og 1977 for de fleste stationer. Kun stationer med data for 1998 er medtaget, og kun hvis der foreligger tal for mindst fem år, hvor den gennemsnitlige prøvetagningsfrekvens er over 5 pr. år. Antal angiver antallet af stationer med en henholdsvis positiv og negativ tendens. Signifikans angiver, om der er en signifikant positiv eller negativ udvikling ved en tosidig fortegnstest, dvs. om der er flere positive eller negative værdier end forventet ud fra en tilfældig fordeling. Signifikans niveauerne er ***: $p < 0,1\%$, **: $p < 1\%$ og *: $p < 5\%$.

	Uden værdier for 1996 og 1997					
	Fra start til 1998	Fra 1989 til 1998	Fra start til 1998	Fra 1989 til 1998	Fra start til 1997	Fra 1989 til 1997
Havstationer						
Antal +/-	10/0	10/0	9/1	10/0	8/2	9/1
Signifikans	+, **	+, **	+, *	+, **	nej	+, *

En sammenligning af indekset for sigtddybde i fjorde-kystnære havområder og åben havområder viser, at der overordnet er en signifikant positiv sammenhæng (Figur 4.4). En opdelingen af datasættet før og efter 1989 viser dog, at der er en betydelig større spredning af punkterne før 1989 end efter 1989. Dette skyldes formodentlig, at prøvetagningsprogrammet blev udbygget i 1989, bl.a. med en højere prøvetagningsfrekvens. Der blev også indført en korrektion for effekten af bølgehøjden. Analyserne af den tidlige udvikling fra før 1989 skal derfor tages med forbehold. Den overordnede sammenhæng mellem indekset for de to typer af havområder tyder på, at det er de samme ydre forhold, som i nogen grad styrer sigtddybden i fjorde, kystnære områder og åbent hav.



Figur 4.4 Sammenhængen mellem Z_s -indeks for fjorde og kystnære havområder og Z_s -indeks for åbne havområder beregnet ved lineær regression. Åben cirkel og ----: data mellem 1977 og 1988, $y = 6,8 + 0,90x$, $r^2 = 0,24$, $n = 14$, $p > 0,05$. Lukket cirkel og streg: data mellem 1989 og 1998, $y = 37,3 + 0,60x$, $r^2 = 0,59$, $n = 10$, $p > 0,05$. Alle punkter: $y = 5,4 + 0,93x$, $r^2 = 0,49$, $n = 24$, $p < 0,05$.

4.2.2 Atmosfærisk tilførsel af kvælstof

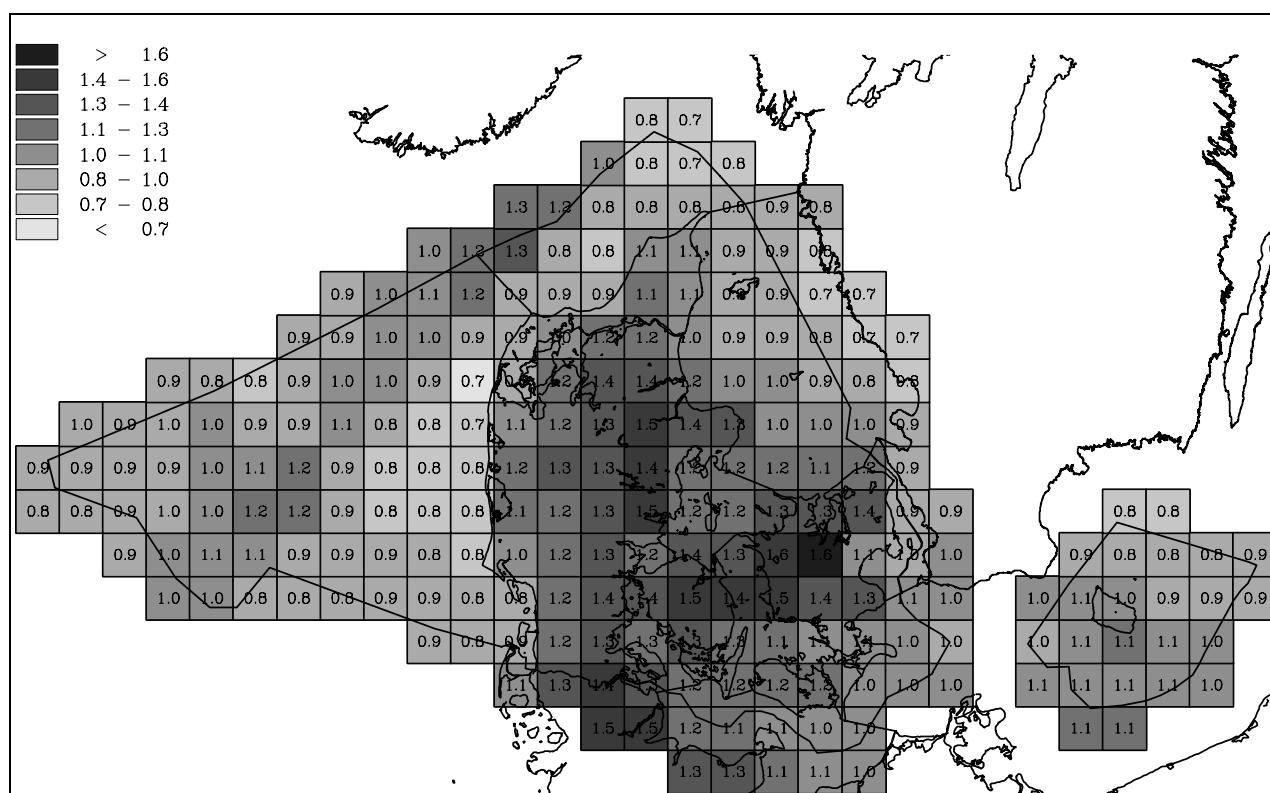
Tør- og våddeposition

Det danske havmiljø modtager kvælstof fra atmosfæren i form af våddeposition og tørdeposition. Den atmosfæriske kvælstofdeposition er beskrevet ved målinger såvel som ved modelberegninger. Denne kombination giver mulighed for høj geografisk og tidlig opløsning i de rapporterede data.

Kvælstoftilførsel fra atmosfæren

Figur 4.5 viser den beregnede totale atmosfæriske kvælstoftilførsel i 1998 til de danske farvande (Skov et al. 1999). Resultaterne er præsenteret for det anvendte beregningsnet på 233 receptorpunkter og repræsenterer alene deposition til vandoverflader (tilsvarende figur for depositionen til danske landarealer er vist i Skov et al. (1999)). Beregningsresultaterne er ligeledes præsenteret i Tabel 4.2, men her

fordelt på tør, våd og total kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande. Depositionen på de enkelte farvandsområder er givet i Bilag 1 i Skov et al. (1999). Modelresultaterne viser, at i 1998 kom ca. 3/4 af kvælstoftilførslen fra våddeposition og ca. 1/4 fra tørdeposition. Til sammenligning viser analyser af målinger på Anholt, at i 1998 stammede 97% af kvælstoftilførslen fra våddeposition (i 1997 var det tilsvarende tal 86%) og kun 3% fra tørdeposition. Tørdeposition måles ikke direkte i måleprogrammet, og bidraget fra tørdeposition er her bestemt ved at gange en beregnet tørdepositions-hastighed på målte koncentrationer i luften. Denne fremgangsmåde giver en mindre underestimering af tørdepositionen. De beregnede depositioner for 1998 er noget større end resultaterne fra 1997. Det skyldes primært betydeligt større nedbørsmængder i 1998 sammenlignet med 1997. Den samlede kvælstoftilførsel til alle de danske farvande i 1998 er bestemt til ca. 100.000 tons N. Resultatet er tilsvarende resultaterne for 1996, men noget større end for 1997. Forskellene skyldes dels forskelle i nedbørsmængder og dels ændret beregningsprocedure. Usikkerhederne i beregningerne er skønnet til at ligge omkring 30-40% for de åbne farvande og 40-60% for de kystnære farvande.



Figur 4.5 Den totale deposition (tør+våd) af kvælstofforbindelser til havområder beregnet for 1998. Depositionen i ton N pr. km² gælder kun for havområder.

Tabel 4.2 Tør, våd og total atmosfærisk kvælstofdeposition til den danske del af farvandsområderne. For Kattegat og Øresund er tillige angivet depositionen til den svenske del.

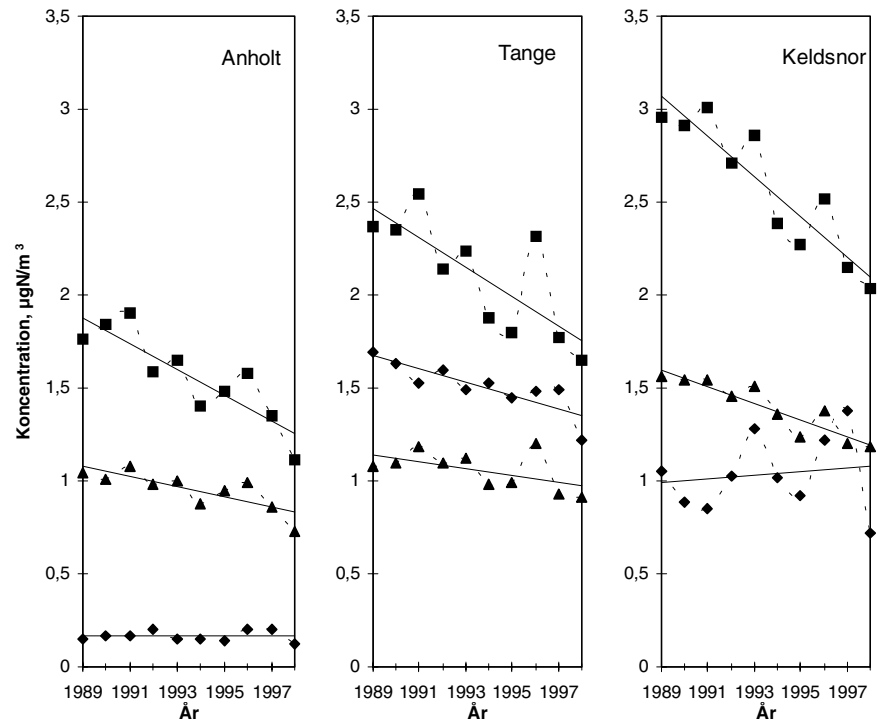
ID	Navn	Tørdepo- sition	Våddepo- sition	Totalde- position	Totaldepo- sition/areal	Areal km ²
		kton N	kton N	kton N	kg N/km ²	
1	Nordsøen - samlet dansk del	13,034	32,499	45,532	931	48887,9
2	Skagerrak - samlet dansk del	2,382	6,627	9,010	888	10150,2
3	Kattegat - samlet dansk del	5,964	11,411	17,375	1032	16841,4
3	Kattegat - svenske del	1,647	3,985	5,632	836	6741,6
4	Nordlige Bælthav - samlet dansk del	2,006	2,964	4,970	1264	3931,3
5	Lillebælt - samlet dansk del	1,406	1,599	3,004	1294	2321,3
6	Storebælt - samlet dansk del	2,546	3,161	5,707	1253	4556,6
7	Øresund - samlet dansk del	0,549	0,867	1,416	1027	1379,4
79	Øresund - svenske del	0,341	0,597	0,937	977	959,3
8	Sydlig Bælthav - samlet dansk del	1,109	1,602	2,711	1096	2473,1
9	Østersøen - samlet dansk del	5,038	9,687	14,724	993	14830,6
10	Alle danske farvande	34,034	70,416	104,450	991	105371,7

Tidslig udvikling

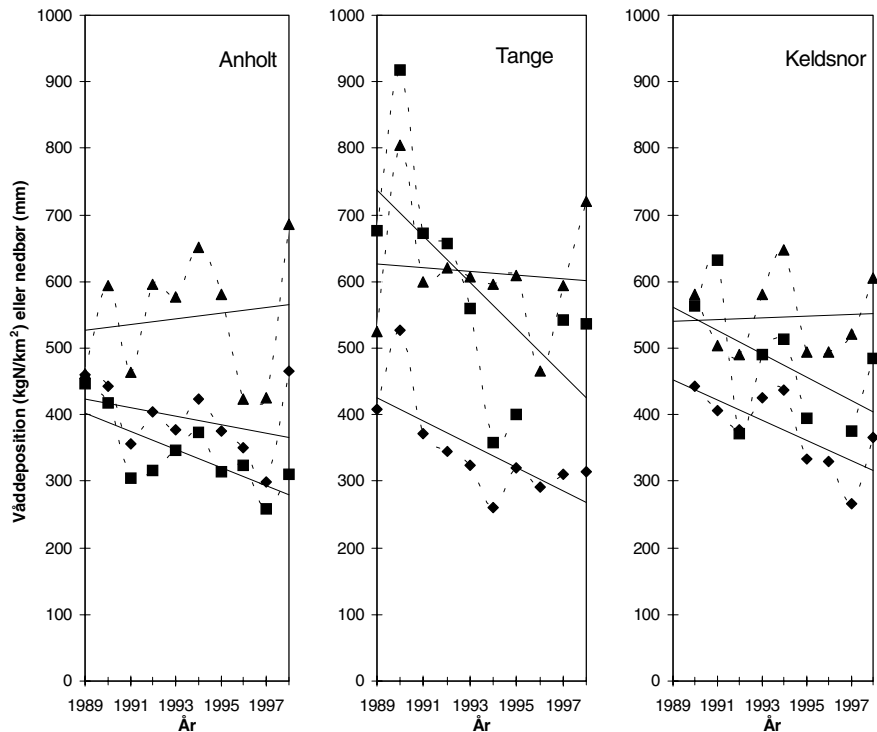
Usikkerheden i modelberegningerne er forholdsvis stor blandt andet pga. de store usikkerheder i emissionsopgørelserne. Derfor vurderes udvikling i kvælstoftilførslen alene ud fra målinger. *Figur 4.6* viser udviklingen i koncentrationerne i luften af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum nitrat (summen af salpetersyre og partikulært bundet nitrat), og *Figur 4.7* viser tilsvarende de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Der observeres et generelt fald i såvel våddeposition som tørdeposition (hvorfor denne vurderes på baggrund af udviklingen i koncentrationerne, idet tørdepositionen er proportional med koncentrationerne. Der ses at være et brud i den ellers generelt faldende tendens, idet våddepositionen i 1998 er meget høj som følge af de store nedbørsmængder. Ser vi bort fra denne stigning i 1998, så er den generelt faldende udvikling i depositionen i overensstemmelse med den udvikling, som ses i andre europæiske emissionsopgørelser. Af faktorer, som har indflydelse på denne udvikling, kan nævnes ændret landbrugspraksis i en række lande, ændrede produktionsforhold i mange af de østeuropæiske lande m.m.

Bidraget fra danske kilder

Bidraget fra danske kilder til de forskellige farvande kan estimeres ved modelberegninger. Resultaterne fremkommer ved at gentage beregningerne for de danske farvande, hvor emissionerne fra danske kilder sættes lig 0. Ved at sammenholde disse beregninger med standardberegninger kan det relative bidrag fra danske kilder bestemmes (*Tabel 4.3*). Generelt bidrager danske kilder med mellem 10% og 30% af den atmosfæriske deposition af kvælstof med den største andel for de indre danske farvande.



Figur 4.6 Årsmiddelværdierne af koncentrationerne af ammoniak (◆) partikelbundet ammonium (■) og sum-nitrat (▲) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor. Den tidlige udvikling i data er angivet ved en lineær regression.



Figur 4.7 Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (◆) og den årlige nedbørsmængde (▲) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor i perioden 1989-1997.

Tabel 4.3 Det relative bidrag fra danske atmosfæriske kilder til tør, våd og total atmosfærisk kvælstofdeposition for de danske farvandsområder.

ID	Navn	Andel fra danske kilder (%)		
		Tørdeposition	Våddeposition	Totaldeposition
1	Nordsøen	13,35	5,06	7,43
2	Skagerrak	31,32	15,78	19,90
3	Kattegat	49,55	14,77	26,71
4	Nordlige Bælthav	53,29	12,72	29,09
5	Lillebælt	38,05	10,69	23,47
6	Storebælt	35,04	9,65	20,97
7	Øresund	34,06	10,03	19,35
8	Sydlig Bælthav	13,71	5,43	8,82
9	Østersøen	14,69	6,01	8,97
10	Alle farvande	26,49	8,50	14,36

4.2.3 Næringsstoffer i vandet

Næringssaltkoncentrationerne var normale i 1998

Næringssaltkoncentrationerne i de åbne farvande afveg ikke væsentlig fra de typisk observerede koncentrationer og lå indenfor grænserne af et normalt år. I oktober og november blev der dog observeret nitratkoncentrationer over middel i visse områder, hvilket skyldtes en højere næringssaltbelastning fra land som følge af nedbørsmængder langt over middel for disse måneder.

Svagt faldende tendens for kvælstof

Der er observeret statistisk signifikante fald i nitratkoncentrationer på ganske få stationer i de åbne farvande. *Tabel 4.4* viser antallet af havstationer, som viser stigning henholdsvis fald i næringssaltkoncentrationerne analyseret ved hjælp af Kendall's τ for områderne Kattegat, Bælthavet (inkl. Øresund) og Østersøen. Der er anvendt en fortegnstest (Campbell 1979) til at undersøge, om der er en ligelig fordeling af positive og negative Kendall's korrelationer. Tabellen viser, at nitrat+nitrit for størstedelen af stationerne i Kattegat, Bælthavet og Øresund er faldende. Det kan dog ikke på basis af den udførte test vurderes, hvorvidt denne tendens kan tilskrives reduktioner i belastningen og/eller klimatiske forhold. De klimatiske variationer er så store, at effekten heraf ikke er udjævnet i den anvendte trendanalyse baseret på de forholdsvis korte tidsserier til rådighed.

Reduktion i fosforbelastningen fra Østersøen

Statistisk signifikante fald i fosfat- og total fosforkoncentrationer er observeret for flere af de åbne farvande omkring Danmark (se *Tabel 4.4* og Ærtebjerg et al. 1998). En del af forklaringen i dette fald kan tilskrives forbedret spildevandsrensning med reducerede udledninger til følge. De observerede fald i fosforkoncentrationer er dog større end, hvad der kan forklares ved reduceret belastning fra danske kilder alene (Conley, ikke publ. data). Næringssaltkoncentrationerne i de åbne danske farvande afhænger meget af vandudvekslingen med Østersøen og Nordsøen. I Østersøen og Arkona bassinet er der ligeledes observeret væsentlige fald i fosforkoncentrationerne (HELCOM 1998; Ærtebjerg et al. 1998). De reducerede fosforkoncentrationer i Østersøen er så store, at de ikke kan forklares på basis af ændringer i

næringssaltbelastningen til Østersøen. Den mest sandsynlige forklaring er, at store mængde saltvand er trængt ind i Østersøen, hvilket har forbedret iltforholdene i de dybereliggende vandlag. Forbedrede iltforhold nær bunden reducerer frigivelsen af fosfat fra sedimenterne. Forbedret spildevandsrensning i Danmark og interne biogeokemiske processer i Østersøen har således tilsammen medført reducerede fosforkoncentrationer i de åbne danske farvande.

Tabel 4.4 Korrelationsanalyser for udviklingstendenser udført med Kendall's τ på tidsvægtede vinter- og sommergennemsnit af overfladevand (0-10 m) for 1989-98. For områderne Kattegat, Bælthavet + Øresund og Østersøen er angivet antallet af stationer, hvor Kendall's test er udført, antallet af stationer, som viste stigning og antallet af stationer, som viste fald. Stationer, som hverken viste stigning eller fald, er udeladt. I parentes er angivet antallet af stationer, som viste en statistisk signifikant stigning/fald ved Kendall's τ . Ved et fortegnstest er det undersøgt, om der er en ligelig fordeling af positive og negative korrelationer. Stjernerne viser signifikansniveauet, *: $p < 5\%$, **: $p < 1\%$ og ***: $p < 0,1\%$.

Farvand	Vinter tidsvægtede gennemsnit				Sommer tidsvægtede gennemsnit			
	Antal	Stigning	Fald	p-værdi	Antal	Stigning	Fald	p-værdi
Nitrat+nitrit								
Kattegat ¹	12	2	10	*,3,86%	12	2	10(2)	*,3,86%
Bælthavet + Øresund ²	12	5	7	ej sign.	11	0	11(1)	**,0,10%
Østersøen ³	6	4	2(1)	ej sign.	6	2	4(1)	ej sign.
Ortho-fosfat								
Kattegat ¹	12	0	12(7)	***,0,05%	12	0	12(2)	***,0,05%
Bælthavet + Øresund ²	13	0	13(9)	***,0,02%	13	0	13(2)	***,0,02%
Østersøen ³	6	0	6(4)	*,3,13%	6	0	6(2)	*,3,13%
Total fosfor								
Kattegat ¹	12	0	12(8)	***,0,05%	12	2	10(1)	*,3,86%
Bælthavet + Øresund ²	13	1	12(9)	**,0,34%	13	1	12(4)	**,0,34%
Østersøen ³	6	0	6(4)	*,3,13%	6	0	6(3)	*,3,13%
Silicium								
Kattegat ¹	12	7	5	ej sign.	12	4	8	ej sign.
Bælthavet + Øresund ²	9	4	5	ej sign.	9	6(1)	3	ej sign.
Østersøen ³	4	3	1(1)	ej sign.	4	0	4(1)	ej sign.

¹Omfatter stationerne 925, 922, 921, 418, 413, 409, 905, 403, 1009, 1008, 1007 og 1001.

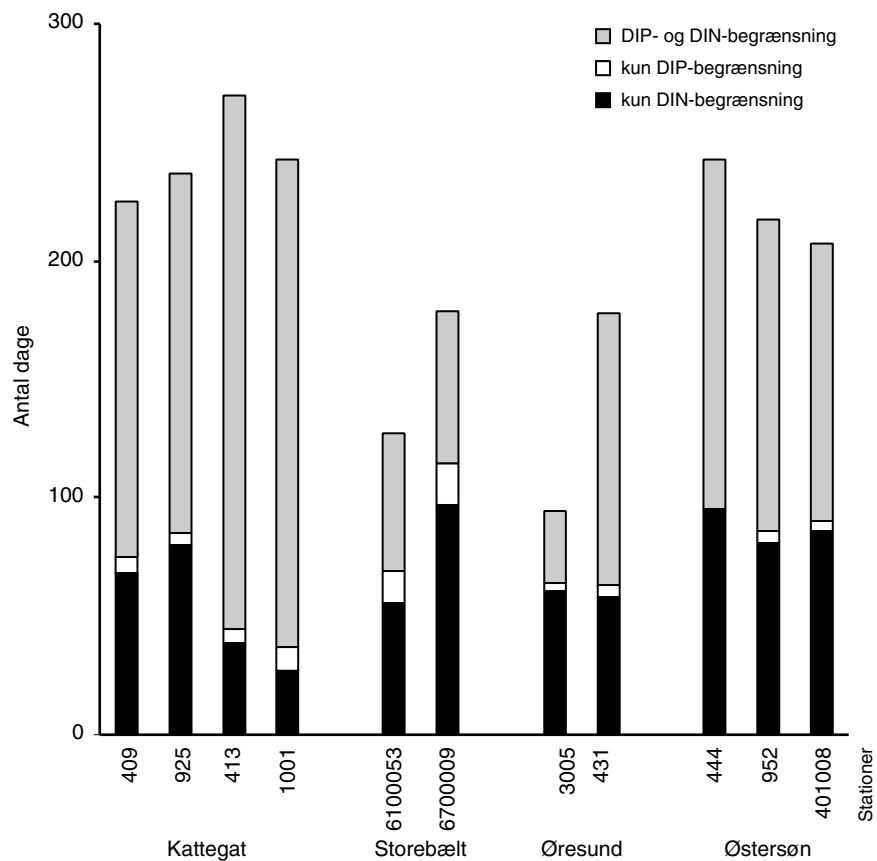
²Omfatter stationerne 427, 432, 935, 6700009, 939, 443, 6700053, 450, 954, 1944, 1942, 431, 2013.

³Omfatter stationerne 449, 0901008, 444, 0801006, 441, 1728.

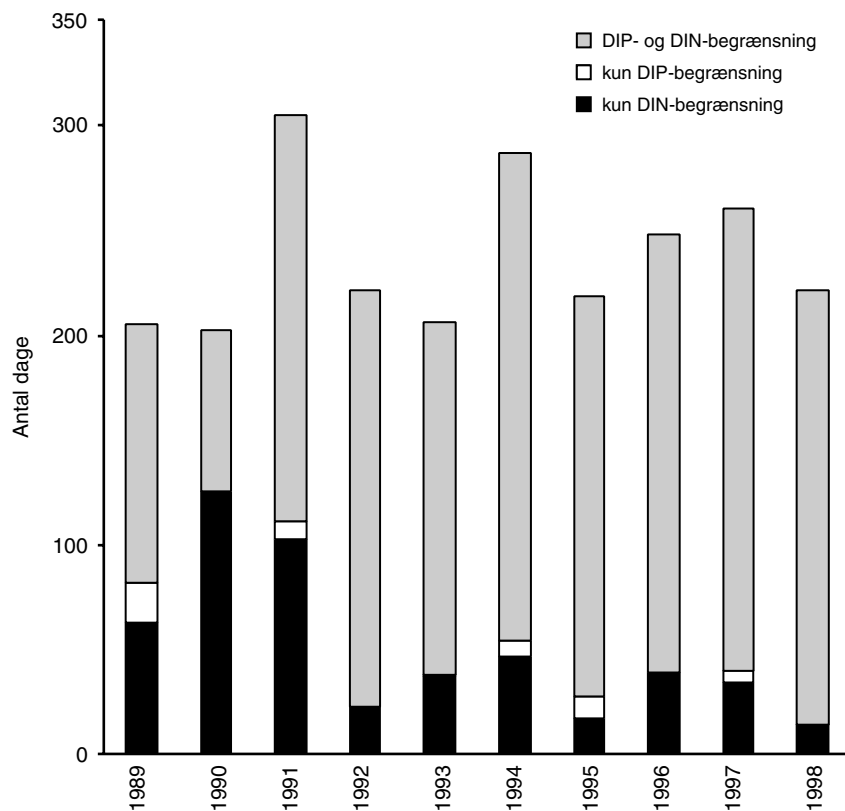
Fosfor spiller en større rolle end tidligere

Forholdet mellem DIN og DIP som potentielle begrænsende faktorer har ændret sig som følge af faldende DIP-koncentrationer. Selv om der kun er ganske få dage om året, hvor der kun er potentiel DIP-begrænsning, så er antallet af dage med både DIN- og DIP-begrænsning steget i perioden 1989-98 for station 925 i Kattegat (Figur 4.9). Samme tendens ses på flere andre havstationer i de danske farvande. Faldende DIP-koncentrationer i de åbne farvande har endnu ikke resulteret i nogen væsentlige effekter på økosystemet.

Når både DIN og DIP er potentielt begrænsende, er DIN den potentielt mest begrænsende vurderet ud fra Redfield-forholdet. Dette stemmer overens med eksperimentelle studier, som viser, at kvælstof er det primært begrænsende nærings salt for de indre danske farvande (Graneli et al. 1990).



Figur 4.8 Antal dage med potentiel DIN-begrænsning, potentiel DIP-begrænsning og potentiel begrænsning af både DIN og DIP for åbne farvande. Gennemsnit for perioden 1989-98.



Figur 4.9 Antal dage med potentiel DIN-begrænsning, potentiel DIP-begrænsning og potentiel begrænsning for både DIN og DIP for station 925 i Kattegat (1989-98).

<i>Kvælstofbelastningen må reduceres</i>	<p>Konklusion</p> <p>Nitratkoncentrationer over middel blev observeret i oktober og november i flere fjorde, kystnære områder og åbne farvande som følge af meget store nedbørsmængder i specielt oktober måned. Næringsstokoncentrationerne resten af året var normale. Der observeres stadig faldende fosforkoncentrationer i de danske farvande, hvilket betyder, at fosfor har fået en mere betydende rolle som potentielt begrænsende faktor.</p>
<i>Modelgrundlag</i>	<p>4.2.4 Vand og næringsstoftransport</p> <p>Næringsstoftransporten mellem forskellige farvandsudsnit er beregnet for 1998 ved at integrere næringsstoktransporten (tons/døgn) over året. Beregningerne af næringsstoftransport er baseret på en vandskiftemodel, der fastlægger saliniteten og stofftransporten ved snitfladerne imellem farvandene og på observationer af salinitet og næringsstokkoncentration nær snitfladerne. Farvandsmodelleringen er nyetableret i NOVA 2003 og kan forventes at blive justeret i de kommende år. I givet fald vil vandskiftet og stofftransporten blive genberegnet, således at modelgrundlaget er ensartet for hele modeleringsperioden (1998-2003). Dermed kan de beregnede stofftransporter for 1998 blive justeret i de kommende afrapporteringer.</p>
<i>Åbne farvande</i>	<p>De hydrografiske modelberegninger og stofftransportberegningerne af de åbne farvande var ikke afsluttet inden redaktionens afslutning.</p>
	<p>4.2.5 Iltforhold</p> <p>Generel beskrivelse af iltforhold og definition af iltsvind findes i afsnit 3.2.6 om iltforholdene i fjorde og kystnære områder. Kort med stationer, hvor der i august til oktober 1998 er målt ilt, og hvor der optrådte iltsvind, er vist i <i>Figur 3.6</i>.</p>
<i>Vestkysten</i>	<p>Iltforhold i 1998</p> <p>I 1998 var iltforholdene langs Vestkysten generelt gode, og der blev ikke observeret iltsvind i de danske dele af Nordsøen og Skagerrak. Dog observerede nordmændene usædvanligt lave iltkoncentrationer (4,3 - 5,7 mg pr. liter) midt i juni ud for Hirtshals efter <i>Chatonella</i>-opblomstringen.</p>
<i>Kattegat</i>	<p>I Kattegat var iltforholdene i 1998 relativt gode. I det sydlige Kattegat lå iltindholdet omkring eller lidt under iltsvindsgrænsen fra midten af august til begyndelsen af oktober med den laveste koncentration på 2,7 mg pr. liter midt i september. I det lavvandede vestlige Kattegat optrådte et kortvarigt kraftigt iltsvind i Hevring Bugt i slutningen af september.</p>
<i>Øresund</i>	<p>I Øresund var iltforholdene efteråret 1998 markant dårligere end i de to foregående år, og store dele af de lagdelte områder rantes af iltsvind. I det centrale og nordlige Øresund var der midt i september iltsvind på dybder større end 16 m og ud for København på dybder større end 9 m. Iltsvindet optrådte i det dybeste område fra midt i august til slutningen af oktober, afbrudt af en kort periode med lidt højere iltindhold i slutningen af august.</p>

Storebælt

I Storebælt var iltindholdet under middel fra midten af august til midten af oktober. Der optrådte iltsvind i slutningen af september og begyndelsen af oktober på et relativt stort areal med dybder større end 18-20 m. Iltsvindet strakte sig ind i farvandet nord for Fyn på dybder større end 16 - 17 m. I de dybeste dele af Storebælt fortsatte iltsvindet til midten af oktober.

Femer Bælt og Arkona Havet

I Femer Bælt observeredes kraftigt iltsvind med 1,7 mg pr. liter midt i august og 0,7 - 1,3 mg pr. liter midt i september. Midt i oktober var iltsvindet afløst af næsten mættede forhold. I det relativt lavvandede område øst for Falster med hurtig udskiftning af bundvandet observeredes vekslende iltforhold varierende fra kraftigt iltsvind til velilte forhold i perioden august til oktober. I det dybere bassin sydøst for Møn med mere stagnerende bundvand var der kraftigt iltsvind (0,3 - 0,5 mg pr. liter) i august og september, stigende til 3,5 mg pr. liter midt i oktober. I de dybe dele af Arkona Havet var der kraftigt iltsvind med 0,3 - 1,9 mg pr. liter i august og september.

Effekt af relativt stor kvælstoftilførsel delvist modvirket af blæst

Årsager til iltforhold 1998

Iltsvindet i 1998 var betydeligt mere omfattende end i 1996 og 1997, der begge havde forholdsvis varme somre med ringe vind, og som efterfulgte to særdeles tørre vintre med lav kvælstofudvaskning. På basis af kvælstoftilførslerne må det antages, at iltforbruget ved bunden i 1998 var omkring eller over middel for perioden 1989-97. De kolde og blæsende forhold sommer-efterår 1998 gavned de åbne områder på mindre vanddybder, men var ikke tilstrækkelige til at modvirke iltsvind i de dybe lagdelte indre farvande. Dog udvikledes de relativt langvarige iltsvind i det sydlige Kattegat og Øresund ikke til kraftige iltsvind. Udbredt iltsvind i Storebælt og nord og syd for Fyn optrådte først i den stille periode i sidste halvdel af september, da iltsvindet i 1998 havde sin største udbredelse. I Femer Bælt og de dybe dele af Arkona Havet med stagnerende bundvand udvikledes kraftigt iltsvind med en varighed på 1,5 - 2 måneder.

4.2.6 Plankton

NOVA-programmet indeholder både intensiv og ekstensiv havstationer i de åbne farvande. På 5 af de 16 intensive havstationer måles primærproduktion, mens fyto- og zooplankton artsammensætning og biomasse undersøges på hhv. 6 og 4 stationer (Miljøstyrelsen 1998). Planktonundersøgelser (fyto- og zooplankton artsammensætning og biomasse) indgår kun på én ekstensiv havstation (st. 444, Arkona). Placeringen af stationer i åbne farvande, hvorfra der i 1998 er indrapporteret planktonundersøgelser, er vist i *Figur 3.9*.

Fytoplankton - artssammensætning og biomasse

Fytoplanktondata foreligger fra følgende stationer i 1998: Hjelm Bugt, Gniben, Nordlige Lillebælt, Ven, Ålborg Bugt og Sønderho Øst.

Dominerende grupper

Intensivhavstationerne domineredes alle, undtagen Hjelm Bugt, af kiselalger efterfulgt af dinoflagellater (*Figur 4.10*). Ved Sønderho Øst var bidraget fra dinoflagellater dog væsentligt mindre end på de øvrige stationer og udgjorde maksimalt 37% af biomassen (i august). I Hjelm Bugt var de vigtigste grupper dinoflagellater efterfulgt af ki-

selalger, nanoflagellater og blågrønalger. Ved Ven i Øresund bidrog desuden nanoflagellater væsentligt til fytoplanktonbiomassen.

Kiselalgerne *Rhizosolenia fragilissima* og *Proboscia alata* var blandt de dominerende arter i sommermånederne på stationerne i Hjelm Bugt, Lillebælt og Gniben. På stationen i Ålborg Bugt var den vigtigste art *Guinardia flaccida*, som også bidrog væsentligt til biomassen på stationen i Lillebælt. På disse fire stationer fandtes høje biomasser af dinoflagellaten *Ceratium tripos* i efteråret.

På stationen i Hjelm Bugt, der er karakteriseret ved lavere salinitet end de øvrige intensivstationer, fandtes en for Østersøen karakteristisk kombination af blågrønalgerne *Aphanizomenon* sp., *Anabaena* spp. og *Nodularia spumigena* i august-september.

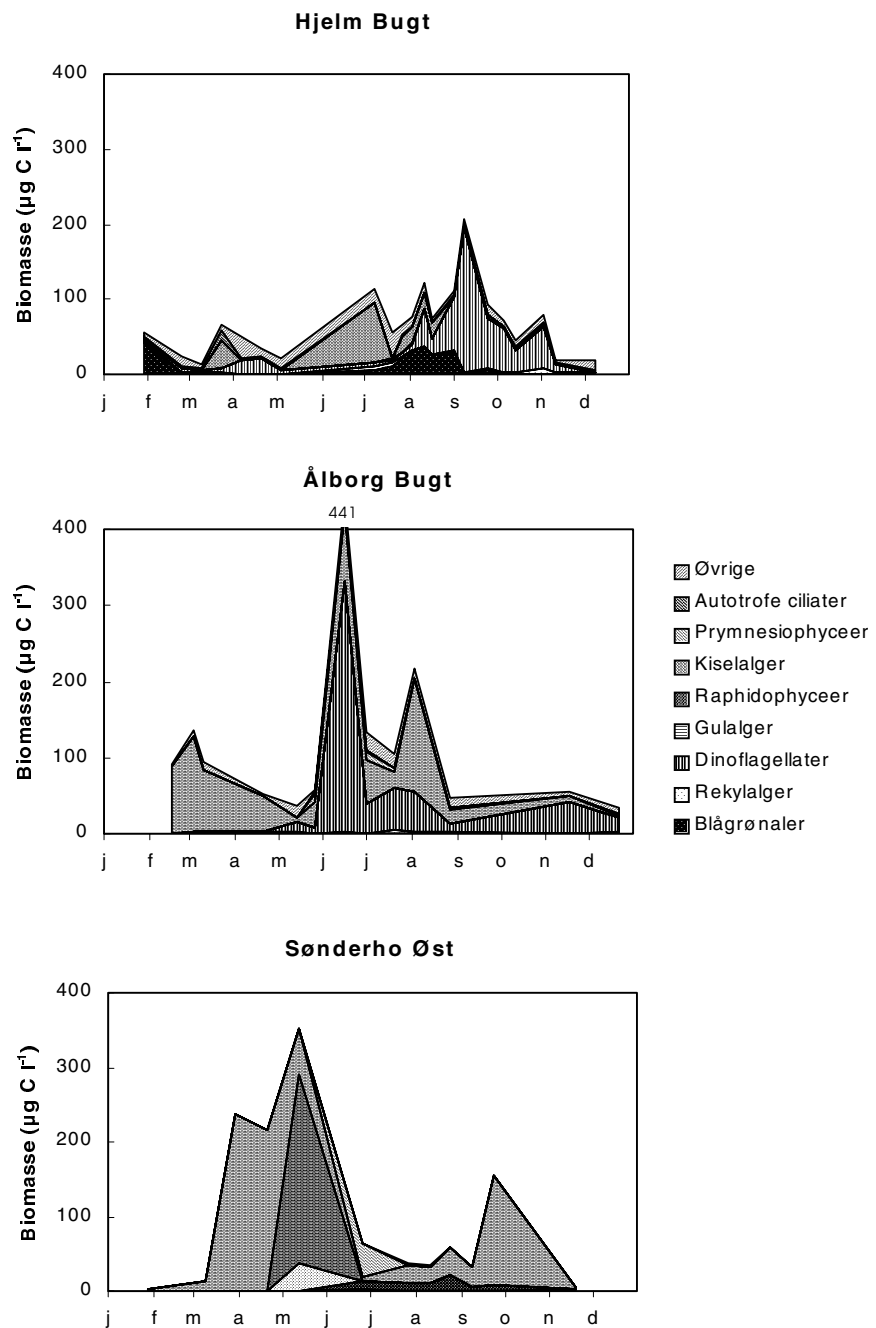
Stationen Sønderho Øst var hele året totalt domineret af kiselalger, bortset fra to prøvetagninger i maj og juni, hvor hhv. raphidophyceer (*Chattonella* spp.) og prymnesiophyceer (*Phaeocystis pouchetii*) var de vigtigste grupper.

Masseforekomster

Intensivhavstationerne var karakteriseret ved meget få masseforekomster af fytoplankton i 1998 (Tabel 4.5) og de maksimale biomasser spændte fra 206 µg C pr. liter (Hjelm Bugt, september) til 441 µg C pr. liter (Ålborg Bugt, juni). Masseforekomsterne var begrænset til dinoflagellaten *Ceratium tripos* på stationen i det nordlige Lillebælt i september, athecate dinoflagellater på stationen i Ålborg Bugt i juni, kiselalgen *Proboscia alata* ved Gniben i januar og august samt raphidophyceerne *Chattonella* spp. ved Sønderho Øst i maj. Der blev ikke registreret effekter af disse masseforekomster. Opblomstringen af *Chattonella* ved Sønderho Øst faldt dog tidsmæssigt sammen med de tilsvarende store forekomster, der medførte massedød af hornfisk i området mellem Hanstholm og Skagen (se afsnit 3.2.7).

Tabel 4.5 Masseforekomster på intensivstationer i 1998.

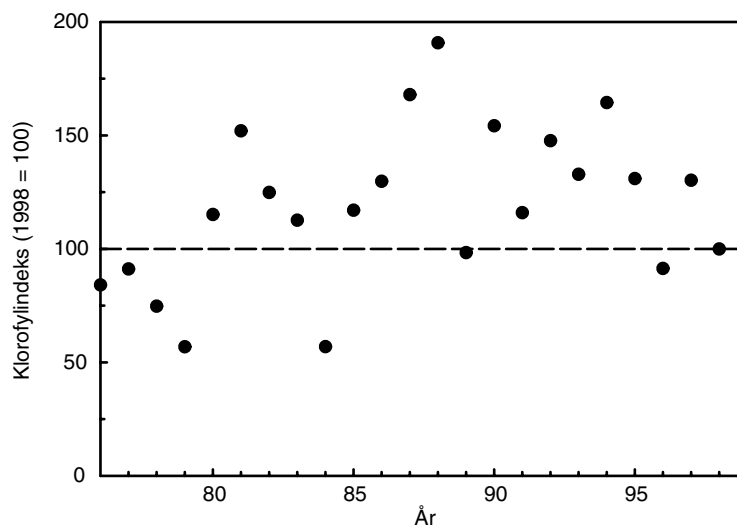
Art	Område	Tidspunkt	Biomasse (µg C pr. liter)
Raphidophyceae – Raphidophyceer			
<i>Chattonella</i> spp.	Sønderho Øst	maj	219
Dinophyceae – dinoflagellater			
<i>Ceratium tripos</i>	Nordlige Lillebælt	september	200
Athecate dinoflagellater spp.	Ålborg Bugt	juni	310
Diatomophyceae – kiselalger			
<i>Proboscia alata</i>	Gniben	januar, august	228



Figur 4.10 Fytoplanktonsuccession på tre intensivstationer 1998.

Klorofyl

Klorofylkoncentrationen er analyseret på samme måde som for fjord- og kystnære stationer. Figur 4.11 viser, at koncentrationen i 1998 var lav sammenlignet med tidligere år. I gennemsnit var den 14% under niveauet for 1977 til 1998 og 21% under niveauet for perioden 1989 til 1998. Koncentrationen var på linie med værdierne for de tørre år 1989 og 1996 men dog over de lave værdier, som blev målt i 1977 til 1979 og i 1983. Billedet er således det samme som for fjorde og kystnære områder, men ikke helt så udtalt. En statistisk analyse af tendenserne for de enkelte stationer viser, at der har været et signifikant fald over perioden 1989 til 1998, men at dette billede forsvinder, hvis man udelader data for 1996 og 1997, som var meget tørre år (Tabel 4.6). For hele perioden 1977 til 1998 har der været en signifikant stigning i klorofylkoncentrationen (Tabel 4.6).



Figur 4.11 Indeks for klorofylkoncentrationen på havstationer defineret som stationer med mere end 10 meters dybde, som ikke ligger i fjorde. Beregningsmetoden er forklaret i afsnit 3.2.1.

Tabel 4.6 Fortegnsanalyse af Kendall- τ korrelationskoefficienter for den tidlige udvikling i sommer klorofylkoncentrationen (1. maj til 30. september) over tid. Se i øvrigt tabel 3.1.

	Fra start til 1998		Uden værdier for 1996 og 1997		Fra start til 1997	
	Fra start til 1998	Fra 1989 til 1998	Fra start til 1998	Fra 1989 til 1998	Fra start til 1997	Fra 1989 til 1997
Havstationer						
Antal +/-	16/14	5/25	24/6	16/14	20/10	14/16
Signifikans	nej	-, ***	+, **	nej	nej	nej

Toksiske alger

Potentielt toksiske alger forekom på samtlige intensivstationer i 1998 (Tabel 4.7). De hyppigst forekommende var dinoflagellater (specielt arter af *Dinophysis* og *Prorocentrum minimum*), der også er den algegruppe, hvor flest arter er kendt som potentielt toksiske. De mest markante forskelle i mellem stationerne var forekomsten af blågrøn-alger, der var begrænset til de sydligste stationer i de indre farvande (Hjelm Bugt, Ven og Gniben) samt dinoflagellaten *Noctiluca scintillans* og raphidophyceerne *Chattonella* spp., der kun forekom i Nordsøen. Disse forskelle kan tilskrives saliniteten i de pågældende områder, da blågrøn-algerne er karakteristiske for brakvand, mens *Noctiluca* kræver høj salinitet. *Chattonellas* miljømæssige præferencer kendes ikke, da opblomstringen var af en hidtil ubeskrevet art, der aldrig tidligere er set i stort antal i danske farvande. De fleste forekomster var ved saliniteter på ca. 25-30‰ (se afsnit 3.2.7).

Tabel 4.7 Potentielt toksiske fytoplanktonarter på intensivstationer i 1998. Tal i parenteser angiver månedsnumre for registreringer.

Potentielt toksiske arter	Område
Cyanophyceae – blågrønalger	
<i>Anabaena</i> spp.	Hjelm Bugt (7-8), Gniben (8)
<i>Aphanizomenon</i> sp.	Hjelm Bugt (5-11), Gniben (6, 9)
<i>Nodularia spumigena</i>	Hjelm Bugt (1, 5-10), Ven (8), Gniben (8-9)
Chroococcale blågrønalger spp.	Hjelm Bugt (7-8)
Trådformede blågrønalger spp.	Ven (8)
Prymnesiophyceae – prymnesiophyceer	
<i>Chrysochromulina</i> spp.	Hjelm Bugt (7-9), Ven (8), Ålborg Bugt (3-7)
<i>Phaeocystis</i> sp.	Ven (8), Lillebælt (3-4), Sønderho Øst (6), Ålborg Bugt (3)
<i>Prymnesiophyceae</i> spp.	Lillebælt N (5), Ålborg Bugt (2)
Raphidophyceae – raphidophyceer	
<i>Chattonella</i> spp.	Sønderho Øst (5)
Dictyochophyceae – silicoflagellater	
<i>Dictyocha speculum</i>	Hjelm Bugt (10-11), Ven (8), Lillebælt N (7-11), Ålborg Bugt (11), Sønderho Øst (5, 7, 9)
Dinophyceae – dinoflagellater	
<i>Alexandrium ostenfeldii</i>	Lillebælt N (9), Ålborg Bugt (6)
<i>Dinophysis acuminata</i>	Hjelm Bugt (5, 8), Ven (3-4), Gniben (1-12), Lillebælt N (1, 4-11), Ålborg Bugt (3, 5, 8, 11-12), Sønderho Øst (6-9)
<i>Dinophysis acuta</i>	Gniben (8-9, 11-12), Lillebælt N (8-11), Ålborg Bugt (11), Sønderho Øst (5)
<i>Dinophysis dens</i>	Ålborg Bugt (11)
<i>Dinophysis norvegica</i>	Hjelm Bugt (2, 5-7, 11), Ven (9), Gniben (1-5, 7-12), Lillebælt N (4-11), Ålborg Bugt (6, 8, 11-12)
<i>Dinophysis rotundata</i>	Hjelm Bugt (5), Gniben (8), Ålborg Bugt (5-6), Sønderho Øst (5)
<i>Noctiluca scintillans</i>	Sønderho Øst (6, 8)
<i>Prorocentrum minimum</i>	Ven (9), Gniben (6-11), Lillebælt N (7-9), Ålborg Bugt (7-8), Sønderho Øst (9)
Diatomophyceae – kiselalger	
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> -gruppen	Ven (4), Lillebælt N (2-5)
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> -gruppen	Ven (9), Lillebælt N (3, 8-9, 11-12), Ålborg Bugt (2-4, 8), Sønderho Øst (5-6, 8-9)
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	Gniben (1-12)

4.2.7 Bundvegetation

Makroalgernes dybdemæssige fordeling

Algevegetationen på stenrevne i de åbne farvande består af en flerlaget rød- og brunalgevegetation på vanddybder ned til 10-12 meters dybde. Algerne dækker substratet fuldstændigt, såfremt det er stabilt over for bølgeeksponering. På lave vanddybder, ned til 8-10 meters dybde, kan der forekomme en epifytisk topvegetation bestående af brune eller røde trådalger som fx *Ectocarpus siliculosus* eller *Ceramium nodulosum*. Det var dog ikke tilfældet på de undersøgte stationer i

1998. På dybder over 14 meter aftager algernes samlede dækning til et enkelt lag oprette alger, der ikke dækker hele substratet og som aftager med stigende dybde. Udover de oprette alger findes skorpeformede alger fasthæftet på sten og muslingeskaller. De skorpeformede alger træffes med store dækningsgrader selv på 24-25 meters dybde.

Begrænsende faktorer for algevegetation

De oprette algers dækning på en given dybde er betinget af balancen mellem tilvækst og henfald. På vanddybder under springlaget må det antages, at tilvæksten primært er lysbegrænset snarere end næringssaltbegrænset, idet der oftest findes næringssalte tilgængelige i bundvandet hele året. Større makroalger er også kendt for at kunne akkumulere næringssalte til brug i perioder med næringssaltbegrænsning (Duarte 1995). For nogle arter, særligt brunalger, kan tilvæksten dog også være et spørgsmål om manglende rekruttering, hvis bestanden har været helt uddød. Henfaldet består i tab fra respiratoriske processer samt græsning. Tabet fra de respiratoriske processer er temperatur- og artsafhængige (Markager & Sand-Jensen 1994). Disse tabsprocesser må antages at være en relativ konstant faktor fra år til år på større vanddybder, sammenlignet med det græsningstab, som er konstateret de senere år på nogle af de undersøgte stenrev.

Makroalgernes samlede dækning som miljøindikator

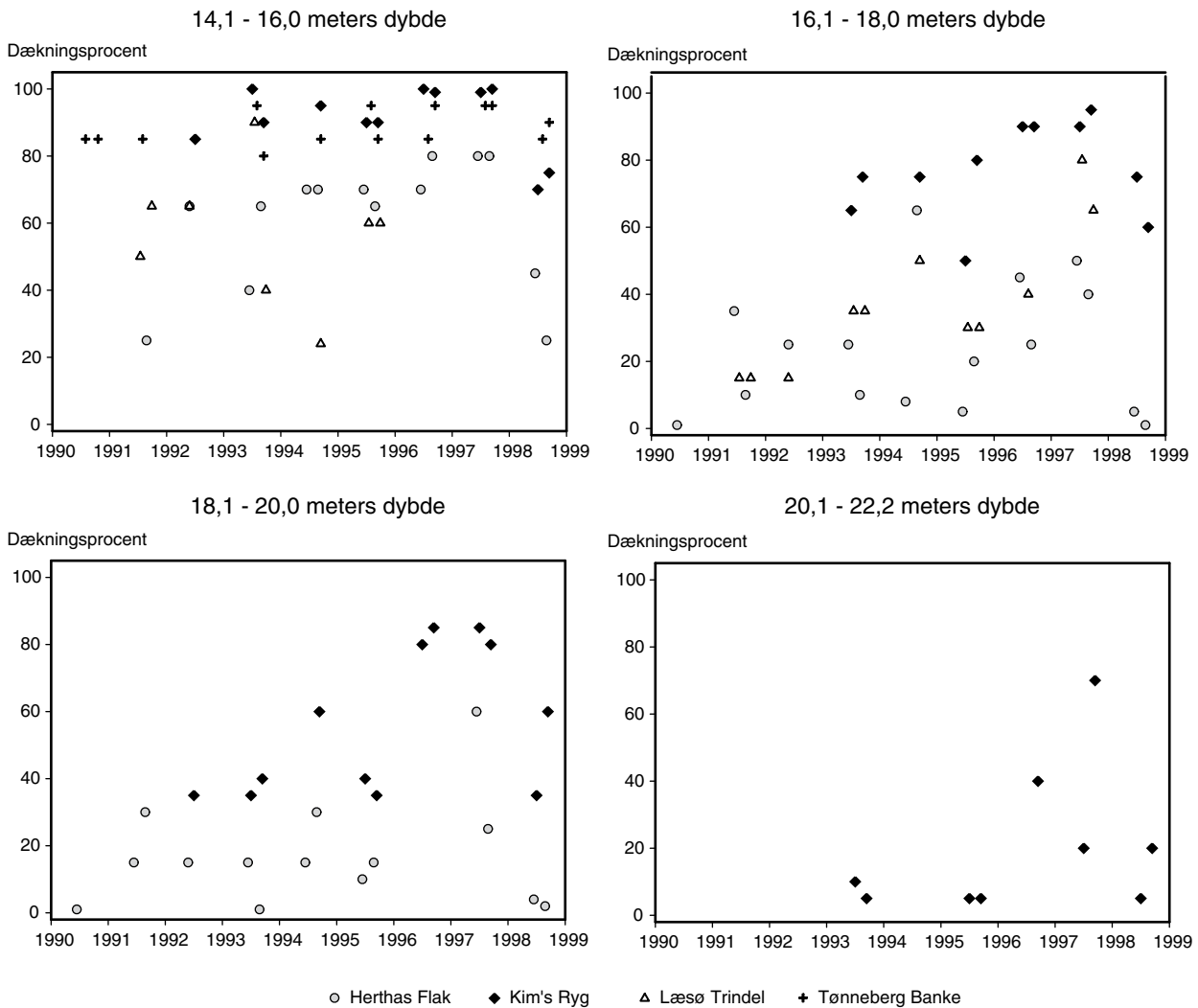
På de større dybder, hvor kun de mest mørke tolerante arter har deres maksimale udbredelsesgrænse, kan ændringer i algernes samlede dækningsprocent anvendes som indikator for forskelle i vegetationens vækstbetingelser fra år til år. Ændringerne skyldes tab eller tilvækst af algebiomasse fra året før eller rekruttering af nye individer. Den indbyrdes konkurrence om plads og lys spiller ingen væsentlig rolle her. På lavere vanddybde, hvor vegetationen helt dækker substratet, vil ændrede vækstbetingelser derimod give sig udtryk i indbyrdes forskydninger af de enkelte arters dominansforhold. De enkelte arters dominansforhold er i tilgift præget af den salinitetsgradient, som strækker sig både horisontalt gennem de indre danske farvande og vertikalt fra overfladelag til bundvand (Nygaard et al. 1999). Ændringer i arternes dominansforhold, som følge af ændrede vækstbetingelser, er derfor specifikke inden for geografisk set afgrænsede områder.

Vegetationsudvikling fra 1990 til 1998

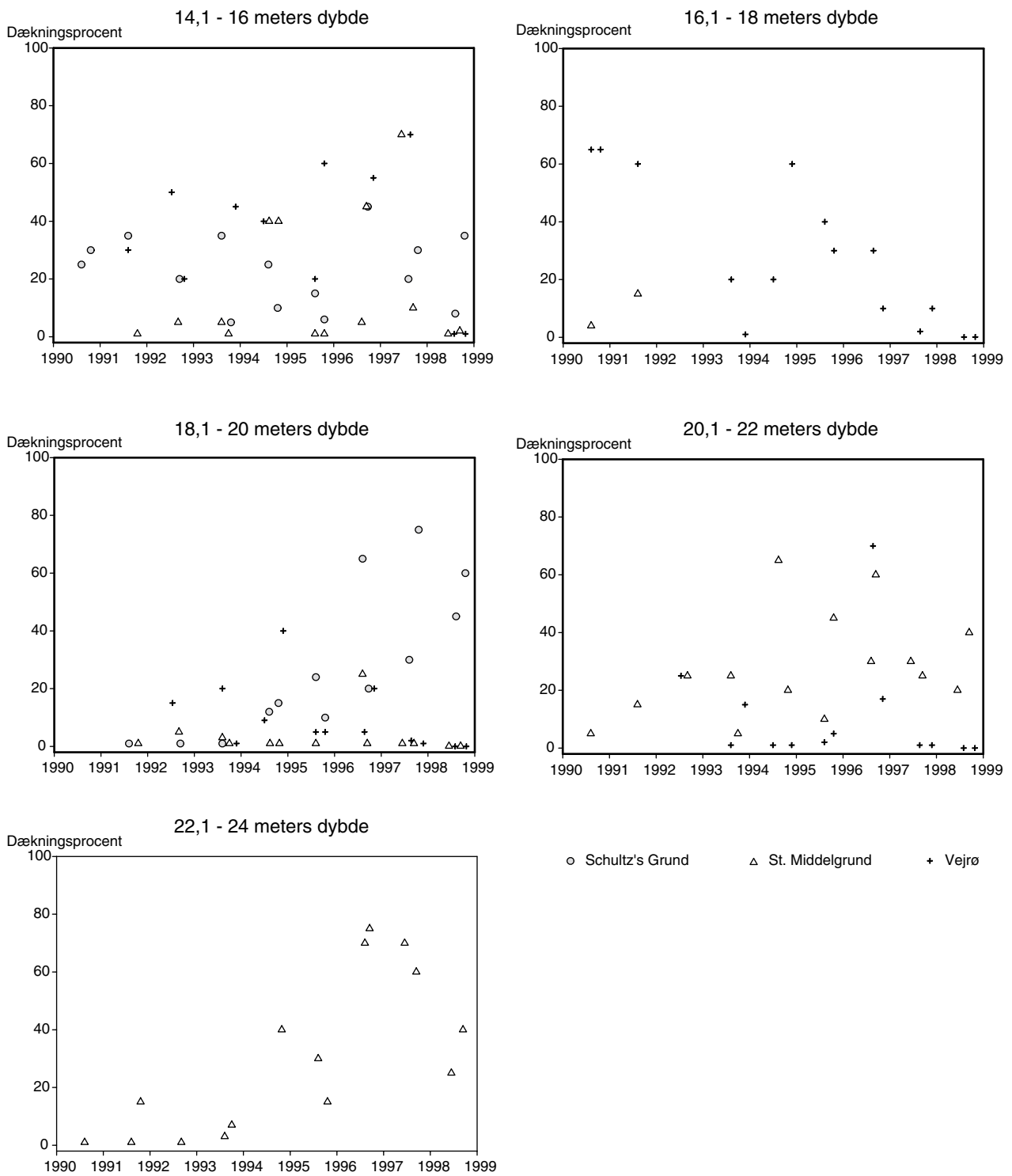
Figur 4.12 og Figur 4.13 viser dækningsprocenten af den oprette vegetation i to meters dybdeintervaller på dybder større end 14 meter på forskellige revlokaliteter henholdsvis i det nordlige-centrale Kattegat og det sydlige Kattegat-Samsø Bælt. I 1998 har algevegetationen i det nordlige og centrale Kattegats åbne områder ikke fortsat den positive fremgang med øget dybdeudbredelse, som blev observeret i 1996 og 1997 (Figur 4.12). Vegetationens udvikling følger et andet mønster i det sydlige Kattegat og Samsø Bælt. Her har revene på hovedparten af de undersøgte stationer været udsat for en betydelig græsning på algevegetationen inden for perioden 1990 til i dag. På Vejrnø er græsningen af søpindsvinet *Strongylocentrotus droebachiensis* blevet et problem for vegetationen siden 1996-97 på de fire dybeste stationer. At søpindsvinet virkelig påvirker algevegetationens dækning er illustreret i Figur 4.14. Af figuren fremgår det, at faldet i vegetationen fandt sted i 1996, før søpindsvin overhovedet blev registreret på 17 meters dybde. Søpindsvin var til stede ved Vejrnø i 1996 men på lidt dybere vand. En vigtig pointe i den sammenhæng er, at

Søpindsvin som begrænsende faktor for vegetationen i det sydlige Kattegat og Samsø Bælt

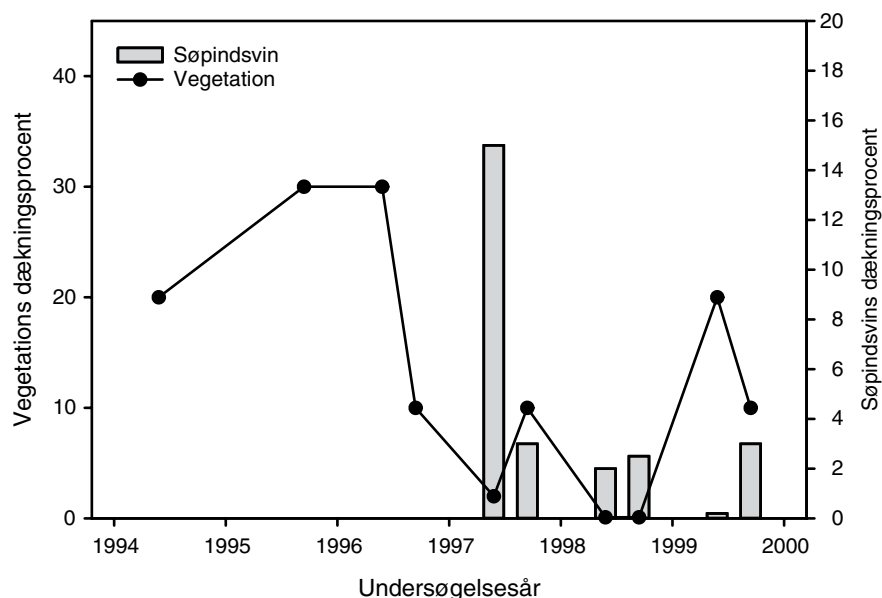
græsserne tilsyneladende konstant bevæger sig op og ned i sundets dybere områder. Det fremgår også af figuren for 1999. I juni var der en front af søpindsvin på 18 meters dybde, der så igen var rykket op til 17 meters dybde i august samme år. Schultz's Grund har altid haft en stort bestand af *Strongylocentrotus droebachiensis* på de to dybeste stationer. Tilsvarende har der været græsning på Store Middelgrund station på 18 meters dybde i 1994 og i 1996. Omfanget af græsningen på Store Middelgrund er mindre end på de to øvrige rev. Der er fx i de senere år kun fundet relativt få søpindsvin men tydelige gnave-spør i den resterende sparsomme vegetation.



Figur 4.12 Tidslig udvikling i den samlede algevegetations dækningsgrad på fire stenrev fra det nordlige og centrale Kattegat i udvalgte dybdeintervaller.



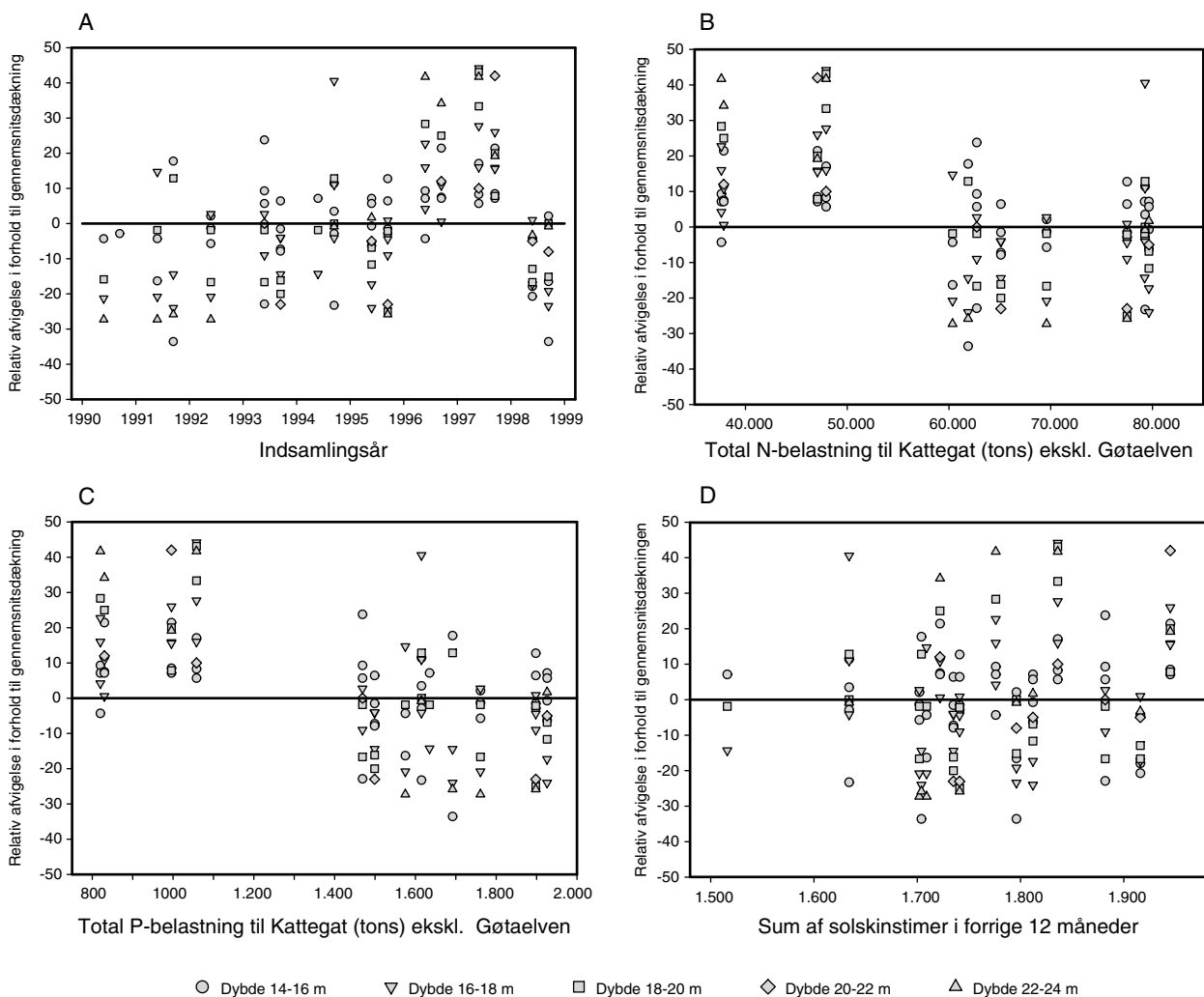
Figur 4.13 Tidlig udvikling i den samlede algevegetations dækningsgrad på tre stenrev fra det sydlige Kattegat og Samsø Bælt i udvalgte dybdeintervaller.



Figur 4.14 Søpindsvins og vegetationens samlede dækningsprocent på stabil hård bund fra 1994 til 1999 ved Vejrhø på 17 meters dybde. I 1998 svarede 2% dækning af søpindsvin til 5 stk. pr. m².

For at tydeliggøre år til år variationen i vegetationens dybdeudbredelse er den relative afvigelse i dækningsprocenten i forhold til gennemsnittet for perioden 1990-1998 beregnet for det enkelte rev, indsamlingsmåned og dybdeinterval (Figur 4.15). De enkelte dybdeintervaller er præsenteret separat, da responsmuligheden fra 0 til 100 procent algedækning er forskellig fra lavvandede stationer med høj gennemsnitlig algedækning til dybe stationer med en lav gennemsnitlig dækning. Kun data fra stationer, som ikke har været påvirket af dokumenteret intensiv græsning er anvendt. Tilsvarende er data fra stationen på Store Middelgrund udeladt, da hestemusling har tjent som et primært substrat for algerne. Undersøgelser har vist, at hestemuslinger har en betydelig positiv indflydelse på algedækningen sammenlignet med sten (Dahl, pers obs), og på den pågældende station svinger den opgjorte dækning af hestemuslinger væsentligt gennem undersøgelsesperioden. For hver undersøgelsesperiode i et givet år er der lavet en såkaldt fortegnstest (Campbell 1979) for at se, om de relative algedækninger fordeler sig tilfældigt omkring gennemsnitsværdien. På trods af at antallet af datapunkter er lille, viser testen, at algedækningen i august 1993 er signifikant ringere end gennemsnittet ($p = 0,021$). Tilsvarende er algedækningen i august 1996 og juni og august 1997 signifikant bedre end gennemsnittet (p -værdier 0,008, 0,002 og 0,002). I 1998 var algedækningen meget lille både i juni og august måned. Dækningsdata indsamlet i juni var signifikant dårligere end gennemsnittet ($p = 0,039$), hvorimod algefordelingen for august ikke kunne adskilles fra de tidligere års gennemsnit ($p = 0,07$).

År, hvor vegetationsudviklingen adskiller sig signifikant fra gennemsnittet for perioden 1990-1998



Figur 4.15 Den relative afvigelse af dækningsgraden i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter.

A: data for perioden 1990-1998. Afvigelserne er angivet pr. 2 meters dybdeintervaller.

B: data for perioden 1991-1997 plottet imod den totale kvælstofbelastning til Kattegat, ekskl. bidraget fra Gøtaelven, i de foregående 12 måneder. Svenske data fra 1997 er ekstrapoleret af forhold mellem belastning til Kattegat inkl. fjorde fra Danmark og Kattegat ekskl. Gøtaelven fra Sverige for perioden 1991-1996 (forhold: S/DK = 1/1,61; std: 0,39).

C: data for perioden 1991-1997 plottet imod den totale fosforbelastning til Kattegat, ekskl. bidraget fra Gøtaelven, i de foregående 12 måneder. Svenske data fra 1997 er ekstrapoleret af forhold mellem belastning til Kattegat inkl. fjorde fra Danmark og Kattegat ekskl. Gøtaelven fra Sverige for perioden 1991-1996 (forhold: S/DK = 1/2,55; std: 0,78).

D: data for perioden 1991-1998 plottet imod summen af solskinstimer i de foregående 12 måneder. (Antal solskinstimer er fra DMIs årsrapporter opgjort som gennemsnit for Jylland og Øerne).

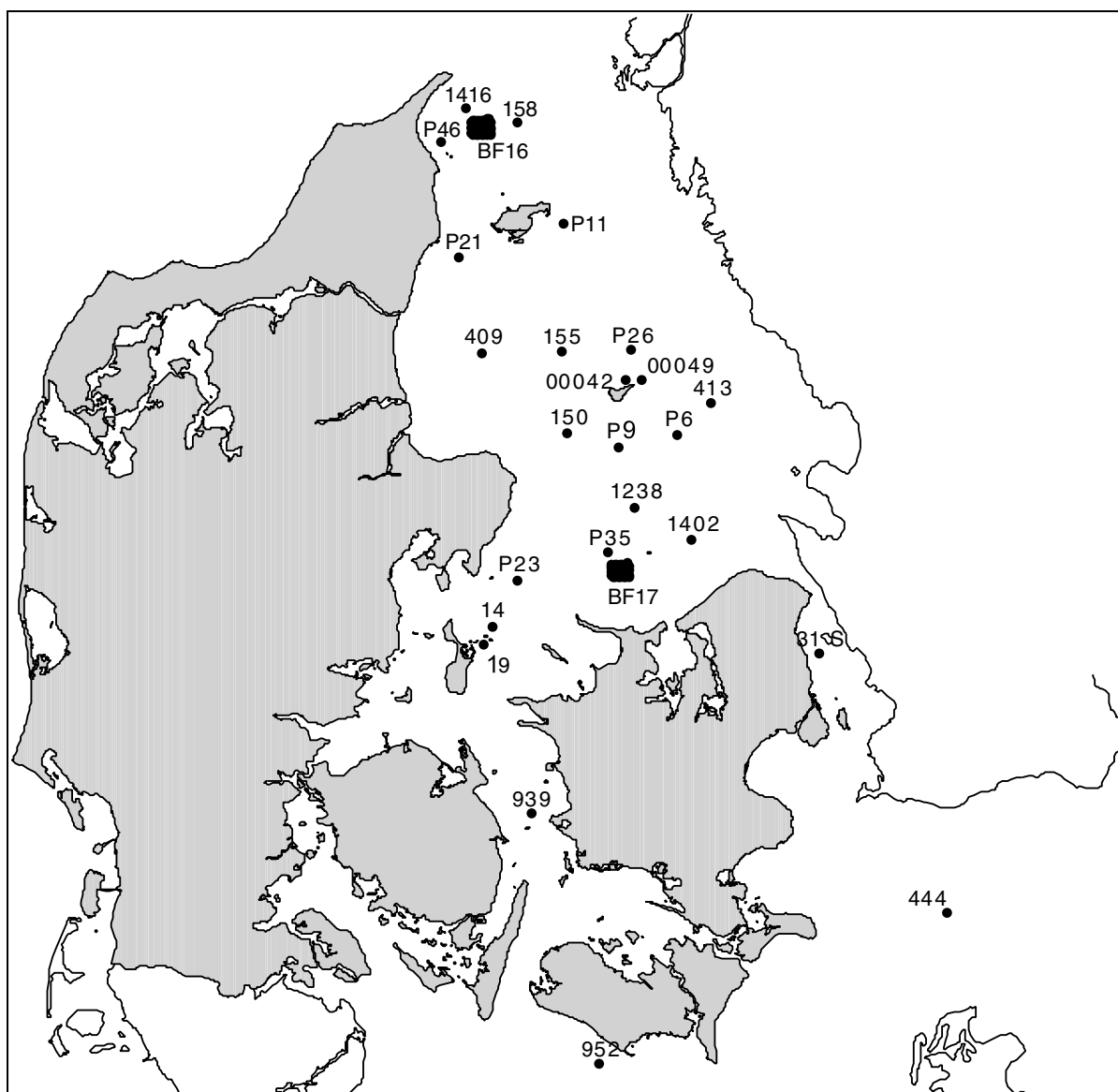
Kan næringsstoffer forklare år til år variationer i Kattegat?

Empiriske analyser har vist, at der er en sammenhæng mellem næringsrigdom, fytoplanktonbiomasse, sigtdybde og ålegræssets dybdeudbredelse i de kystnære danske farvande (Sand Jensen et al. 1994 og Ærtebjerg et al. 1993). Der foreligger ikke tilstrækkelig mange data om sigtdybde og fytoplanktonbiomasser i de åbne farvande til, at tilsvarende empiriske sammenhænge kan opstilles her. At næringsstofmængden i Kattegat sandsynligvis også har en betydning for bundvegetationen på stenrevne fremgår af Figur 4.15B og C. Vegetationens relative afvigelse fra gennemsnittet er her plottet imod de foregående 12 måneders samlet kvælstof- og fosforbelastning til Kattegat i stedet for opdelt efter indsamlingstidspunkt. År til år variatio-

ner i lysindstråling udtrykt ved antal solskinstimer for de foregående 12 måneder korrelerer derimod ikke med vegetationens relative afvigelse fra gennemsnittet (Figur 4.15D). Tilsvarende manglende sammenhæng er fundet ved at se kun på de foregående 3 måneders antal solskinstimer.

Konklusion

Der er år til år variationer i den fasthæftede algevegetations udbredelse på større vanddybder. I 1998 var dybdeudbredelsen i Kattegat ikke nær så god som i 1996 og 1997, som begge var år, der adskiller sig signifikant fra gennemsnittet for perioden 1990-1998. I 1996 og 1997 var kvælstofbelastningen lav, hvorimod 1998 var karakteriseret ved høj belastning. Der er en indikation på, at forskellene bl.a. kan tilskrives næringsstofbelastningen til Kattegat. Meget store forekomster af søpindsvin udgør dog også en væsentlig begrænsende faktor for makroalgerne på enkelte af stenrevne på dybder under springlaget.

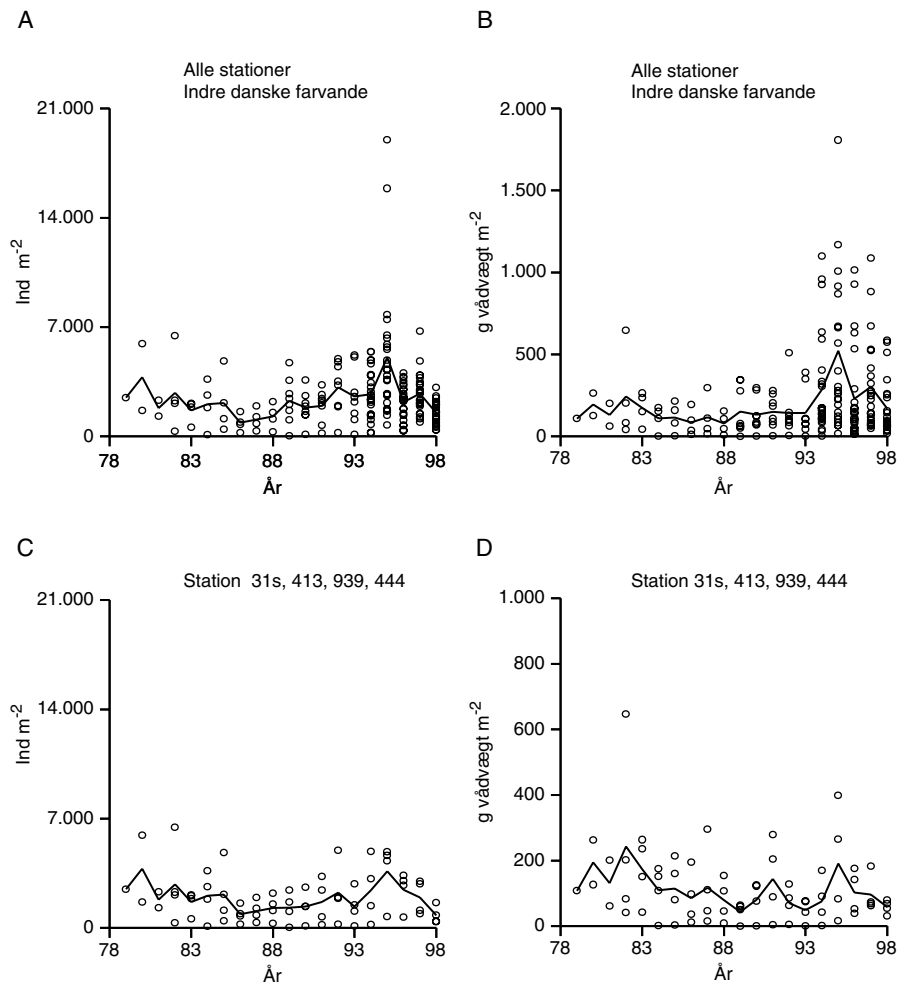


Figur 4.16 Kort over de indre danske farvande med alle bundfaunastationer, der bliver besøgt i forbindelse med NOVA, DMUs og SNSs overvågning. Stationerne S og BF16 består af gridnet med 52 prøvetagningspunkter i hvert net.

4.2.8 Bundfauna

Inden for rammerne af NOVA og DMUs og SNSs overvågning af de indre danske farvande blev kvantitative bundfaunaprøver taget i 1998 på 24 faste stationer og på 104 stationer fordelt på to gridnet, ét i det sydlige og ét i det nordlige Kattegat. De faste stationer og gridnettenes placering er vist på *Figur 4.16*. Der blev taget 3 hapsreplikater på hver af de faste stationer i stedet for de tidligere 10 prøver pr. station. I gridnettene blev 1 haps-prøve taget på 52 positioner. Af de faste stationer foreligger lange tidsserier til sammenligning på 4 af stationerne, og udviklingen på disse stationer blev indgående analyseret og beskrevet i foregående års rapport om åbne havområder (Ærtebjerg et al. 1998). Fra de øvrige 20 faste stationer foreligger med få undtagelser data for hvert år fra 1989 og fremad. Fra gridnettene findes ikke tidligere data, da disse er en del af den i 1998 gennemførte nye prøvetagningsstrategi. En indgående beskrivelse af prøvebearbejdningen er beskrevet i (Ærtebjerg et al. 1998).

Denne rapport fokuserer på, hvorvidt og i givet faldt hvordan data fra 1998 afviger fra tidligere års data.

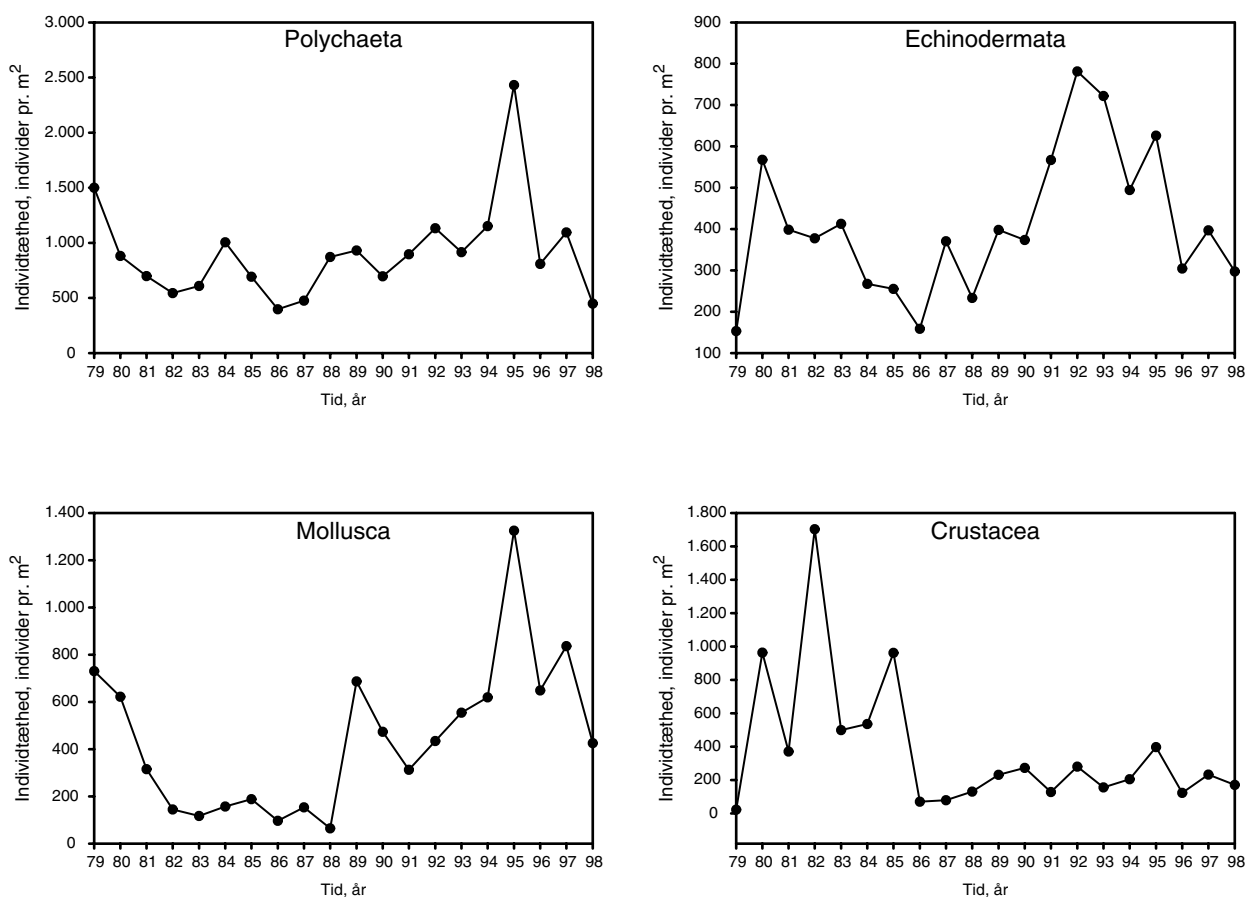


Figur 4.17 Den tidlige udvikling af total individtæthed og biomasse fra alle 27 stationer i de indre danske farvande (A og B) og endvidere baseret kun på de 4 stationer med lange tidsserier (C og D). Linie angiver udvikling af aritmetriske middelværdier. Bemærk de relativt høje værdier i begyndelsen og i slutningen af perioden.

Udviklingen i total individtæthed i perioden 1979 til 1998 på de 4 faste stationer med lange tidsserier er vist på *Figur 4.17C*, og fra alle faste stationer på *Figur 4.17A*. Som beskrevet i *Ærtebjerg et al. (1998)*, er det overordnede mønster bimodalt, dvs. med høje værdier i begyndelsen og i slutningen af perioden. Tilføjelse af data fra de andre 20 faste stationer ændrer ikke dette mønster, selv om prøvetagningsperioden kun er ca. halvdelen af perioden for de 4 stationer. Fra 1995 og fremad er tendensen faldende, og det kan ses, at værdier i 1998 fortsætter denne tendens.

Bundfaunaens udvikling i 1980'erne og 1990'erne

Biomassen har stort set udviklet sig som individtætheden (*Figur 4.17B, D*), men år-til-år variationen er større end for individtætheden. Dette er at forvente, da biomassen i højere grad end individtætheden påvirkes af pletvis fordelte arter med høj individuel vægt. Biomasse-data fra 1998 falder dog i store træk inden for den tidligere variation mellem årene på de enkelte stationer. På 2 af stationerne med lange serier følger data en nedadgående tendens siden 1995.



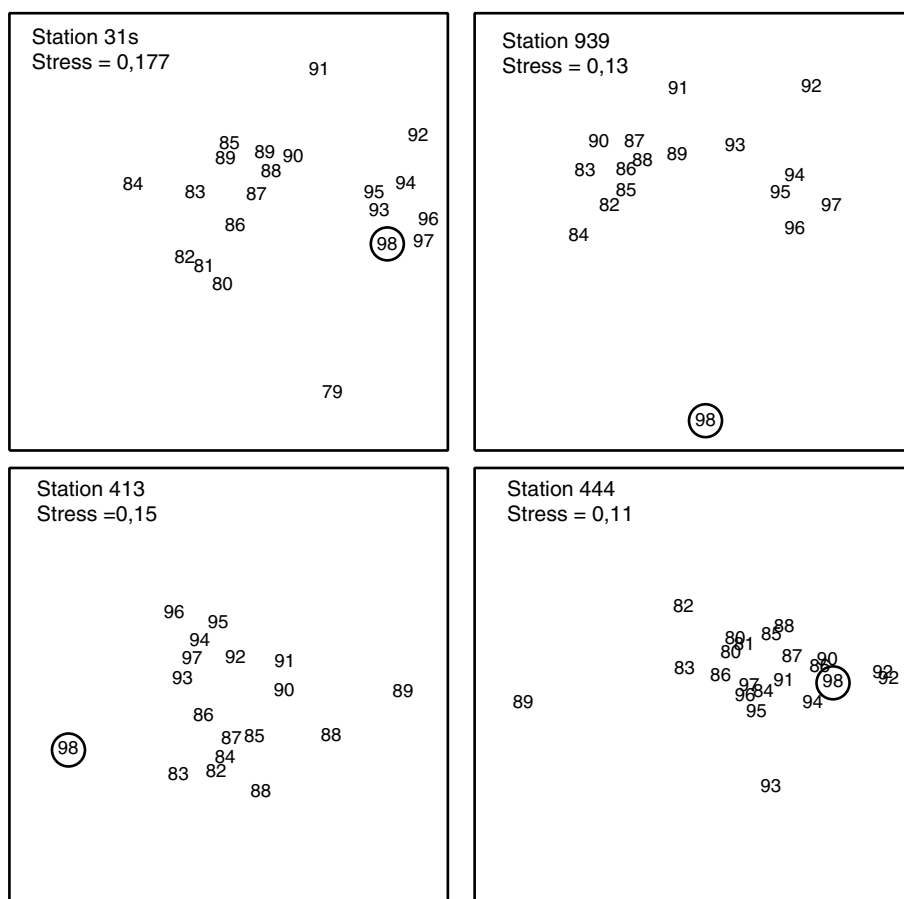
Figur 4.18 Tidlig udvikling af individtæthed fordelt på taksonomiske hovedgrupper og baseret på alle faste stationer i de indre danske farvande.

Ændringer i den taksonomiske sammensætning

Udviklingen i individtæthed uden for de taksonomiske hovedgrupper midlet over alle faste stationer er vist på *Figur 4.18*. Data fra 1998 er ikke markant forskellige fra 1996- og 1997-data. Krebsdyrene viste høje tætheder i den første halvdel af firserne, mens børsteorme, pig-hude og bløddyr viste høje tætheder og biomasser i halvfemserne. Med forbehold for indvirkning af rumlige forskelle pga. forskellige sæt af stationer i forskellige tidsperioder kan det konkluderes, at der

er sket et markant skift i taksonomisk sammensætning på gruppeniveau med mindsket betydning af krebsdyr i de sidste 10-12 år.

Udviklingen i artssammensætning analyseret ved MDS på de 4 stationer med lange serier er vist i *Figur 4.19*. På 2 af stationerne falder data for 1998 helt uden for grupperingen af de andre år (939 og 413), hvorimod 1998 falder helt inden for den tidligere gruppering på de andre 2 stationer. Den store afvigelsen på 939 og 413 kan ikke forklares med iltsvind i perioden før prøvetagningen, da målinger fra disse stationer i 1997 aldrig viste lavere iltkoncentration i bundvandet end 4 mg pr. liter på 939 og 2 mg pr. liter på 413 (Ærtebjerg et al. 1998). Det er dog sandsynligt, at afvigelserne hænger sammen med de meget lave individtætheder, måske i kombination med et markant færre antal arter, hvilket er en konsekvens af færre antal haps-prøver på stationerne sammenlignet med foregående år (fra 10 til 3 prøver). Ved en sådan drastisk reduktion af prøvetagningsarealet (70%) vil man afgjort forvente en forandring af eller større usikkerhed på estimatet af artssammensætningen på den enkelte station.

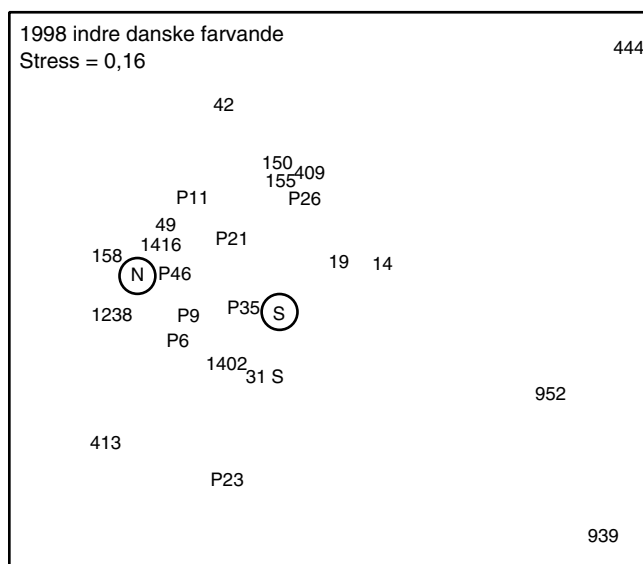


Figur 4.19 MDS-plots af Bray-Curtis-lighed mellem år på de 4 stationer med lange serier baseret på 4-rods transformerede individtætheder. Prøvetagning i 1998 er indikeret med cirkel.

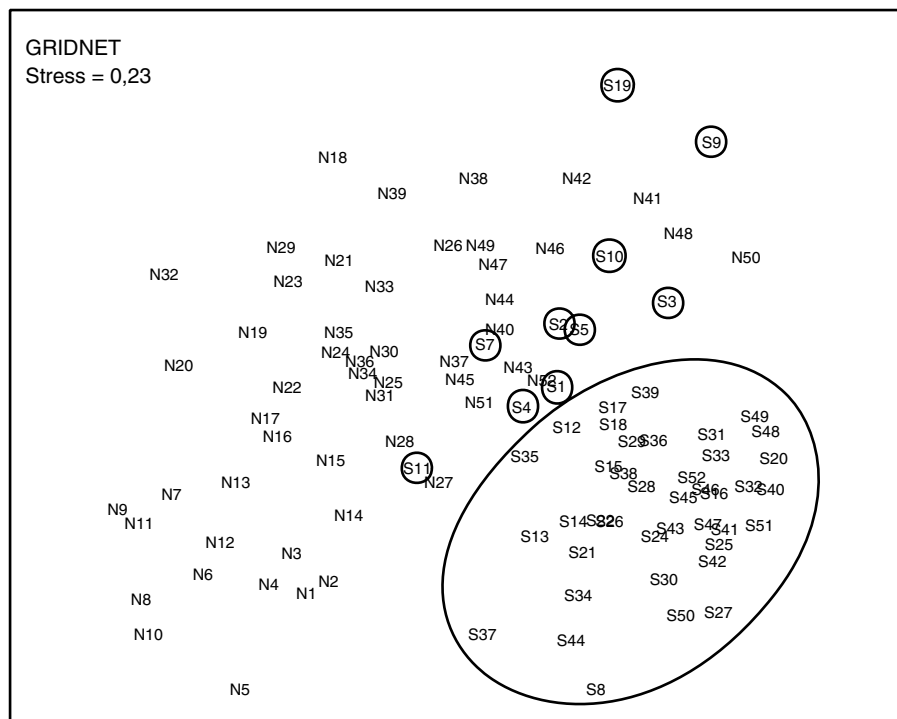
Gridnetområder

Artssammensætningen i 1998 i de 2 gridnetområder sammenlignes med sammensætningen på de faste stationer i *Figur 4.20* ved MDS. Det kan ses, at sammensætningen i disse områder stort set ikke afviger fra sammensætningen på de fleste stationer i Kattegat. De 2

Østersø- stationer (444 og 952) og Halssskov (939) skiller sig ud fra de øvrige. MDS-plots baseret på de enkelte prøver fra hvert gridnet (Figur 4.21) viser, at bortset fra 6-8 prøver fra hvert område så grupperer prøverne sig i en gruppe. Der er intet, der tyder på, at der er en skarp grænse mellem samfund inden for områderne, da stationerne inden for hver gruppe ikke grupperer sig i adskilte undergrupper. Dog viser prøverne fra det nordlige område en tydelig kontinuerlig gruppering inden for området, hvilket følger en forandring af vanddybden med ca. 8 meter (23-31 meter).



Figur 4.20 MDS-plot af Bray-Curtis-lighed mellem stationer i 1998 baseret på 4-roads transformerede individtætheder fra alle stationer i de indre danske farvande. De to nye områder med stationer i gridnet er markeret med N for det nordlige og med S for det sydlige område i Kattegat.



Figur 4.21 MDS-plot af Bray-Curtis-lighed mellem stationer fra det nordlige gridnet (N) og fra det sydlige gridnet (S) i 1998 baseret på 4-roads transformerede individtætheder. Stationer fra det sydlige net er omgivet af cirkler/ellipse.

De foreliggende resultater fra bundfaunaprøvetagningen i 1998 ændrer ikke tidligere konklusioner vedrørende langtidsudviklingen i bundfaunaen i de indre danske farvande (Ærtebjerg et al. 1998). Tværtimod styrker data yderligere konklusionen om et generelt bimodalt mønster i de sidste 20 år. Årsager til dette mønster blev diskuteret i temarapporten (Ærtebjerg et al. 1998), og det fremførtes, at en sandsynlig faktor var afstrømningsinduceret input af næringssalte til havet, hvor der var en tidsforskydning mellem tilførsel og bundfaunaens reaktion på 1-2 år. Da 1997 var et år med lav nedbør og afstrømning (Ærtebjerg et al. 1998), og dermed også lav tilførsel af næringssalte, fremstår de lave bundfaunaværdier i 1998 som forståelige.

Konklusion

Bundfaunadata fra de åbne farvande i 1998 afviger i de fleste tilfælde ikke markant fra tidligere års data, og miljøtilstanden med hensyn til bundfauna kan derfor siges at være uændret. Tætheder og biomasse i 1998 faldt ind i den tidligere beskrevne nedadgående tendens fra midten af 1990'erne, der er en del af et generelt bimodalt mønster i de sidste 20 år. Afvigende artssammensætning på et par af stationerne med lange tidsserier kunne ikke forklares med iltsvind men kan muligvis skyldes ændret prøvetagningsstrategi. Dette bør undersøges nærmere.

4.3 Diskussion

4.3.1 Miljøtilstand og tidlig udvikling

Kobling mellem klima og miljø

For de åbne havområder gælder de samme forhold som for fjorde og kystnære områder. Dog således at vindens effekt er mindre. Det skyldes, at lagdelingen i de åbne danske farvande primært er forårsaget af en forskel i saltholdighed mellem overfladevandet og bundvandet. Dette skaber en densitetsforskel, som normalt opretholdes hele sommeren og først nedbrydes under efterårets storme. Samtidig spiller bundlevende filtratorer ingen rolle for græsningen på fytoplankton i de åbne farvande. Planktonsamfundet påvirkes derfor ikke i samme grad af vind som i lavvandede områder.

Miljøtilstanden i 1998

Lige som i de kystnære områder var klorofylkoncentrationen lav og sigtdybden god. Fytoplankton var potentielt næringssaltbegrænset i omkring 200 dage af vækstperioden, hovedsagelig pga. kvælstofbegrænsning. Iltforholdene var dårligere end i de foregående år. Der var iltsvind i store områder, især massive i de sydlige dele af de åbne farvande. Udbredelsen i den fasthæftede algevegetation var markant mindre i 1998 sammenlignet med 1996 og 1997. Masseopblomstringer af fytoplankton var få i 1998, men der var en bemærkelsesværdig opblomstring af *Chatonella* i maj måned, som medførte fiskedød mellem Skagen og Hanstholm.

Årsagssammenhænge og tidlig udvikling

Belastningen af havmiljøet med kvælstof og fosfor fra land er beskrevet i kapitel 3. For kvælstof spiller den atmosfæriske belastning en

betydelig rolle. Den atmosfæriske belastning i 1998 var høj sammenlignet med de foregående år, og på højde med niveauet omkring 1990. Koncentrationerne af næringsstoffer, specielt fosfor, i de åbne havområder har været faldende en række år (Ærtebjerg et al. 1998). Denne udvikling gælder også, når 1998 regnes med, på trods af den højere belastning i 1998 end i 1996 og 1997.

4.3.2 Målsætning

Samlet set er miljøtilstanden i de åbne farvande uforandret i forhold til begyndelsen af 90'erne. Der er tendenser til en nedgang i koncentrationen af klorofyl og næringsalte, men det har endnu ikke haft nogen effekt på udbredelsen af makroalger eller iltvind. Vandmiljøplanens målsætning om en forbedring af miljøforholdene er således ikke opfyldt for de åbne farvande.

5 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller

5.1 Stofkoncentrationer i biota

5.1.1 Introduktion

Formålet med overvågningen af miljøfremmede stoffer og metaller i det marine miljø i NOVA 2003 er:

- at vurdere virkningen af de indgreb, der er foretaget for at reducere tilførslen af udvalgte miljøfremmede stoffer inklusive metaller til det marine miljø,
- at vurdere de nuværende niveauer (og effekter) af forurening af udvalgte miljøfremmede stoffer inklusive metaller i danske farvande, fra åbent hav til fjord, fra Østersøen til Nordsøen,
- at opfylde Danmarks internationale forpligtelser på området.

Miljøfremmede stoffer og tungmetaller har ikke tidligere indgået i Vandmiljøplanens overvågningsprogram. I forbindelse med Danmarks internationale forpligtelser er der gennemført overvågning af tungmetaller i biota på 4 stationer i de åbne farvande siden 1979, samt udført to baggrundsundersøgelser i henholdsvis 1985 og 1990, hvor koncentrationen af tungmetaller og udvalgte organiske forbindelser blev målt. For de kystnære områder har flere amter gennemført undersøgelser for tungmetaller og miljøfremmede stoffer i enkelte områder. I regi af Lillebæltssamarbejdet er der fx for nyligt gennemført en større screeningsundersøgelse af miljøfremmede stoffer i havbunden (Glob 1998). I rapporten blev det bl.a. konkluderet, at der er bundet og ophobet et sådant forureningspotentiale i de marine sedimenter omkring Vejle, Fyns og Sønderjyllands amter, at dette må forventes at give anledning til negative effekter på miljøtilstanden i udvalgte områder. Der foreligger også nyere undersøgelser af miljøfremmede stoffer fra Århus Bugt samt Randers og Mariager fjorde udført af Århus Amt (Århus Amt 1996 og 1998). Der har imidlertid ikke tidligere været gennemført en systematisk national overvågning i de kystnære områder.

Kortlægning af en geografisk udbredelse eller en tidlig udvikling af koncentrationen af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i det marine miljø baseres sædvanligvis på målinger af koncentrationen i biota (fx fisk eller muslinger) eller i sediment. Herved opnås en viden om koncentrationen i miljøet (organismen), ikke kun i en kort periode lige inden indsamlingen af organismen, men som gennemsnittet for en betydeligt længere periode. Organismen fungerer som en integrerende prøveopsamler.

Blåmuslinger, *Mytilus edulis*, er valgt som monitoringsorganisme. Den opfylder mange af de krav, som gør en organisme velegnet til

biomonitering: Stort udbredelsesområde, opkoncentrerer mange stoffer, er stationære og er nemt at indsamle (Phillips 1977; Farrington et al. 1983). Blåmuslinger ernærer sig ved at filtrere små partikler fra vandfasen, især alger. De pumper store mængder vand over gællerne og er derfor eksponeret for såvel vandopløselige som partikelbundne stoffer. Omsætningen af stoffer i blåmuslinger er generelt lav, hvilket medfører at en bred vifte af stoffer akkumuleres (Livingstone & Farrar 1984; Stegeman 1985). Hertil kommer, at blåmuslingers udgør fødegrundlaget for et stort antal arter af fisk og søfugle og er derfor et vigtigt trin i fødekæden. Det bidrager til, at miljøskadelige stoffer spredes i økosystemet. Blåmuslinger findes ikke i Ringkøbing Fjord. Her indsamles derfor sandmusling (*Mya arenaria*).

For miljøfremmede stoffer og metaller i fisk er der kun udvalgt to arter: skrubber (*Platichthys flesus*) og rødspætter (*Pleuronectes platessa*). Disse arter er tidligere brugt i Danmark i forbindelse med overvågning af miljøfremmede stoffer og metaller og er derfor bibeholdt, da der findes et historisk datagrundlag. Der findes mere stationære arter, herunder ålekvabbe (*Zoarces viviparus*), som er anbefalet i HELCOM-regi. Disse er imidlertid ikke tidligere anvendt i overvågnings-sammenhæng i Danmark og er derfor ikke indraget.

5.1.2 Området og prøvetagningsprogram

Områdevalg og kriterier for stationsplacering samt parametervalg

Baggrund

De højeste koncentrationer af miljøfremmede stoffer og metaller forventes at forekomme i vore fjorde og mere kystnære områder, hvor fortyndingen fra kilden er mindst (se også afsnit vedr. "Kilder og Miljøkemi"). Det er også her, at man kan forvente den største effekt af en reduktion i udledningen af et givent stof. Den væsentligste indsats er derfor placeret i disse områder med hensyn til overvågningsprogrammet for miljøfremmede stoffer og metaller i det marine miljø.

Områder i 1998

I 1998 omfatter overvågningsprogrammet kun målinger i biota (fisk og muslinger). Hovedparten af stationerne er placeret i fjorde og mere kystnære områder. Denne rapport omfatter derfor primært disse områder.

I de Tekniske Anvisninger (Kaas & Markager 1998, Kap. 15) er der nærmere redegjort for hvilke kriterier, der er lagt vægt på ved udvælgelsen af områder for måling af miljøfremmede stoffer og metaller. Væsentlige kriterier har fx været koordinering med de øvrige relevante programmer, herunder for kilder og vandløb, samt at bevare havstationer med lange tidsserier.

Åbne farvande

Målinger fra de åbne farvande vil først indgå med en separat beskrivelse i rapporter for de år, hvor overvågningsprogrammet omfatter koncentrationsmålinger i sediment.

Stationsudvælgelse

Ved udvælgelse af stationer i det enkelte område er der specielt lagt vægt på, at man får en viden om variationen i koncentrationen af de enkelte stoffer og stofgrupper i et område, samt at man så vidt muligt kan fastlægge årsagen hertil. Den overordnede prøvetagningsstrategi

for blåmuslinger i et fjordområde har derfor generelt været at indsamle langs en gradient fra kilden (fx by eller havn) på tre lokaliteter.

Parametervalg

Udvalgskriterier

Valget af hvilke miljøfremmede stoffer og metaller, der indgår i NOVA, er primært baseret på de forpligtelser, der foreligger i henhold til en række EU-direktiver og de internationale havkonventioner, herunder Nordsøkonferencen. Pesticider som irgarol og diuron, der indgår i nogle antibegroningsmalingsstyper, er medtaget, da disse netop anvendes pga. deres giftighed overfor marine organismer eller planter, selvom der ikke foreligger formelle krav.

De øvrige parametre, der indgår i programmet, er også udvalgt pga. den viden om disse stoffers forekomst og skadelige effekter i det marine miljø.

I 1998 er koncentrationen af tungmetaller, polyklorerede biphenyler (PCBer) og klorerede pesticider målt i såvel muslinger som fisk. I muslinger er desuden koncentrationen af organotinforbindelser samt polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAHer) målt. Hvilke enkeltkomponenter, der er målt, fremgår af progambeskrivelsen for NOVA (Miljøstyrelsen 1999).

Organiske forbindelser

Hovedparten af de organiske forbindelser, der indgår i overvågningsprogrammet, er lipofile og persistente i det marine miljø. De optages af de levende organismer via diffusion over gællerne og gennem organismernes fødeindtagelse. Stofferne metaboliseres og udskilles ofte langsomt, hvorfor der sker en akkumulering i organismen over tid, specielt i de fedtrige organer som fx lever.

Effekter

Stofferne nedbrydes hovedsageligt i leveren ved hjælp af forskellige enzymer. Herved kan der dannes reaktive intermediater, der kan være mutagene og/eller carcinogene eller andre lipofile metaboliter med andre toksiske egenskaber end den oprindelige forbindelse. Der er ofte en stor forskel på, hvordan forskellige arter reagerer på de forskellige stoffer og/eller stofkombinationer de bliver udsat for. Det er derfor svært at generalisere ud fra effekter fundet på en art til andre arter. De farligste effekter i det marine miljø er dem, der forårsages af en langtidseksponering ved lave koncentrationer; specielt fra stoffer der kan påvirke reproduktionen eller overlevelsen på såvel individ- som artsniveau. Disse effekter optræder imidlertid ofte længe efter eksponeringen begyndte. Der er derfor udviklet andre biologiske effektindikatorer, der giver et tidligere signal om eventuelle påvirkninger, og som er baseret på målinger på molekylær- eller celleniveau.

Kilder og miljøkemi

Metaller

Metaller har altid forekommet naturligt i miljøet. De frigøres fx fra bjerggrunden og fra jordlag gennem forvittrings- og udvaskningsprocesser. Havet tilføres imidlertid også store mængder metaller på grund af den antropogene belastning. I Sverige har beregninger vist, at den antropogene del af tilførslen er større end den naturlige tilførsel til stort set samtlige svenske farvande.

Metaller tilføres det marine miljø fra forskellige diffuse kilder som fx luften, ferskvandstilstrømningen og forurenede sediment i forbindelse

med klapning og skibe. De tilføres også via hus- og industrispildevand, selv om betydningen af de sidstnævnte kilder er aftagende på grund af de forbedrede rensningsprocedurer ved vore rensningsanlæg.

Metallers forskellige affinitet til partikler, samt evne til kompleksbinding, påvirker i høj grad deres skæbne og effekt. Visse metaller har en meget høj affinitet for partikler, fx bly (Pb), chrom (Cr) og kviksølv (Hg). Dette giver en mindre biologisk tilgængelighed for mange arter, og herved udgør metallerne en mindre risiko for disse arter. De transporteres i høj grad som partikler for til sidst at sedimentere ud fra vandsøjlen til bunden, hvor de opkoncentreres. Andre metaller som fx kobber (Cu) og cadmium (Cd) kan kompleksbindes til organiske forbindelser (specielt Cu) eller kloridioner (specielt Cd), hvorved deres affinitet til partikler formindskes, og de bliver mere vandopløselige. Ved kompleksbinding forandres disse metalleres toksicitet.

Organiske klorforbindelser

De organiske klorforbindelser, der indgår i overvågningsprogrammet, er persistente, tungt nedbrydelige stoffer, tungt opløselige i vand men let opløselige i fedt. De opkoncentreres derfor i de højere led af fødekæden fx. i fisk og pattedyr. Stofferne mistænkes for at virke generelt hæmmende på reproduktion og på immunforsvar.

Der er produceret i alt ca. 1,2 mio. tons PCB'er fra 1929 til 1977 (Pearson 1982). En stor del af disse er stadigvæk i cirkulation i miljøet på trods af, at brugen af PCB i princippet blev forbudt i midten af 80'erne i en stor del af den vestlige verden. PCB har været brugt som isolator i kondensatorer og transformatorer, samt i maling, tryk-sværte, skæreolie, hydrauliske systemer, som blødgører i plast og i lysstofrør. Kilderne til PCB til det marine miljø er diffuse, fx de store europæiske floder og sedimentaflejringerne udfør disses udløb, gamle lossepladser og huse, hvor PCB har været anvendt i bygningsmaterialerne.

Hexachlorbenzen (HCB)

Hexachlorbenzen (HCB) er produceret som biprodukt ved forskellige pesticider og har selv været anvendt som fungicid i 1960'erne.

Lindan

Lindan (γ -hexaklorcyklohexan, (γ -HCH)) er et insekticid, der bruges i Nordamerika, Japan, Kina og Europa til bejdsning af frø og sprøjtning af grøntsager og frugt. Brug af lindan er forbudt i Danmark siden 1995. Lindan er sammenlignet med andre organiske klorforbindelser forholdsvis flygtigt og transporteres let med luft og vand over lange afstande.

DDT

DDT er et insekticid, der har været anvendt siden 1940'erne; fra 1944 til 1970 produceredes 2 mio. tons (Pearson 1982). Det er nu forbudt i Nordamerika og Vesteuropa, men bruges og produceres stadig i Asien, Afrika og Central- og Sydamerika samt muligvis i Kina og Rusland. Det anvendes i skov- og landbrug og til bekæmpelse af insekter, der overfører malaria og tyfus.

Organotinforbindelser

Organotinforbindelser bruges i forbindelse med en række industriprocesser. Af miljømæssig interesse er især deres anvendelse som biocider i skibsmaling og træbeskyttelse. I havmiljøet er det især tributyltin (TBT), der frigives fra skibes bundmaling. TBT har været an-

vendt som antibegroningsmiddel i 30 år. TBTs lange nedbrydningstid har medført, at der er sket en ophobning af TBT i havmiljøet især i sedimenter og i bundlevende biota. Især muslinger er gode til at opkoncentrere TBT i deres væv. I dag er det forbudt at anvende bundmalinger med TBT til både mindre end 25 m. Det anvendes imidlertid stadig til større både. TBT er giftigt for en lang række organismer og er specielt kendt for at forårsage imposex hos visse marine sneglearter. For yderligere oplysninger om forekomsten af imposex og andre effekter af TBT henvises til afsnit 5.2.

PAHer

Der er flere årsager til, at der er en interesse for at undersøge forekomsten af PAHer, inklusive udvalgte naphthalener og heterocycliske aromatiske forbindelser, i det marine miljø. Flere er klassificeret som cancerogene for såvel mennesker som dyr. Her er benzo(e)pyren det vigtigste eksempel, da det er meget potent. PAHer er også mistænkt for at kunne forårsage andre kroniske effekter, såsom skader på arveanlæg og reproduktionen.

Mange PAHer, specielt de lavmolekylære forbindelser, kan være akut toksiske for marine dyr som fx fisk.

Den væsentligste kilde (ca. 75%) til forurening med PAHer i Danmark er af petrogen (olierelateret) oprindelse som fx oliespild og spild fra industrielle processer. Pyrogene kilder (forbrændingsprocesser), specielt forbrænding af fossilt kulstof, bidrager med resten (25%). Den biologiske dannelse (biogene processer) er under danske forhold normalt ubetydelig. Ud fra forholdet mellem de enkelte PAH-forbindelser er det ofte muligt at få en indikation af vægtingen mellem kilderne.

Således er PAH fra olie og olieprodukter ofte rigt på indhold af lette PAHer (2-3 aromatiske ringe), samt på alkylerede (methylerede) PAHer. PAHer dannet ved forbrændingsprocesser består hovedsageligt af PAH-forbindelser, der ikke er alkylerede, samt har et stort indhold af relativt højmolekylære PAHer med 5-7 ringe.

Der er stor forskel i skæbnen af forskellige PAHer i det marine miljø, fx mellem en forbindelse som naphthalen, der kun består af to ringe med en molekylvægt på 128 Da (g pr. mol) og benzo(ghi)perylen, der består af fem ringe med en molekylvægt på 276 Da. Årsagen til dette er stoffernes forskellige fysisk-kemiske egenskaber.

De lavmolekylære forbindelser er relativt vandopløselige og kan derfor bioakkumuleres via optag såvel over gællerne som gennem føden.

De højmolekylære forbindelser er relativt uopløselige og hydrofobe, og adsorberes derfor i høj grad til partikler. Partikulært bundne PAHer kan optages i biota via føden. De kan endvidere transporteres til sedimentet og akkumuleres.

De fleste vandlevende organismer er i stand til at metabolisere PAHer. Effektiviteten af denne nedbrydning varierer meget mellem de forskellige organismer og typen af PAHer. Generelt vil man, på trods af PAHernes relativt store biotilgængelighed og evne til akkumule-

ring i dyr, finde lavere koncentrationer af PAH i organismer end i sedimentet.

De dannede metabolitter kan imidlertid ofte være endnu mere giftige end de oprindelige PAHerne, men udskilles relativt nemt.

Prøvetagning og analyse

Indsamling og analyse af prøver

I 1998 er der indsamlet prøver (fisk og/eller muslinger) en gang på hver station i perioden oktober til december til analyse for miljøfremmede stoffer og metaller. Koncentrationen af tungmetaller og PCB inkl. DDT/DDE, HCH og HCB analyseres såvel i fisk som muslinger. PAHer og organotinforbindelser analyseres kun i muslinger. Prøverne er indsamlet og analyseret som beskrevet i Teknisk anvisning for biota (Kaas & Markager 1998, Kap. 15). I 1998 er det ét laboratorium (Danmarks Miljøundersøgelser), som har udført samtlige analyser i programmet. Det er derfor ikke relevant nærmere at analysere sammenlignelighed af data fra forskellige laboratorier baseret på kvalitetskontrolldata.

Afvielser fra Teknisk anvisning

I enkelte områder har det ikke været muligt at indsamle muslinger med den foreskrevne skallængde. I de enkelte amtsrapporter er der nærmere redegjort for dette og eventuelle andre afvielser fra de tekniske anvisninger. Eventuelle afvielser fra de tekniske anvisninger vil kun blive diskuteret yderligere, hvis dette er nødvendigt for forståelsen af resultatet.

Omfanget af NOVA

Omfanget af amternes og Danmarks Miljøundersøgelsers aktiviteter i 1998 fremgår af *Tabel 5.1* samt *Figur 5.1*.

Afvielser i rapportering

Afvielser i rapportering

Enkelte forudsætninger for programmets gennemførelse, som fx godkendelse af analyselaboratorier, var først på plads, efter at programmet var gået i gang. Dette har medført, at der er opstået en del forsinkelser i programmet, og at enkelte dele ikke er blevet gennemført som planlagt.

Samtlige prøver var ikke analyseret i tide for at kunne indgå i amternes rapportering. Dette gælder specielt for PAH, PCB, DDT/DDE, Lindan og HCB. Amterne har dog generelt indvilget i, at resultaterne kunne indgå i denne rapport, hvis de var klar til tiden.

I Grådyb tidevandszone samt i Limfjorden er der ikke udtaget og/eller analyseret prøver i 1998, som oprindeligt planlagt.

5.1.3 Resultater

Geografisk udbredelse

Miljøfremmede stoffer og tungmetaller er målt for første gang i 1998. Det er derfor kun muligt at redegøre for den geografiske udbredelse af disse stoffer ud fra resultater i det nationale overvågningsprogram.

Tidslige udvikling

Den tidslige udvikling af koncentrationen vil derfor kun blive diskuteret i det omfang, det har været muligt at indsamle andre relevante data.

Tabel 5.1 Oversigt over områder med overvågning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i NOVA 2003 i 1998 med angivelse af antal stationer i hvert område. Endvidere er angivet antal prøver, der er udtaget på hver station.

Overvågningsområder	Antal stationer i hvert område	
	Muslinger	Fisk
- Lister Dyb ¹⁾	2	-
- Horsens Fjord ²⁾	3	-
- Sydlige Lillebælt	2	-
- Odense Fjord ²⁾	3	-
- Randers Fjord ¹⁾	6 ⁵⁾	-
- Ringkøbing Fjord ²⁾	3	-
- Roskilde Fjord ²⁾	2	-
- Sydlige Øresund ¹⁾	3	2
- Århus Bugt ¹⁾	3	-
- Nivå Bugt ¹⁾	1	1 ^{3,4)}
- Storebælt	1	1 ³⁾
- Hvide Sande	-	1 ³⁾
Antal prøver pr. station	3 ⁶⁾	10

1) Området er også udpeget som repræsentativt område.

2) Området er også udpeget som typeområde.

3) Der udtages 25 fisk til bestemmelse af tungmetaller.

4) Der måles kun indhold af tungmetaller.

5) Kun enkeltbestemmelser.

6) For hver station er der indsamlet 3 prøver, hver bestående af 20-125 muslinger med en samlet vægt på min. 20 gram, der efter homogenisering fordeles til analyse af de enkelte parametre.

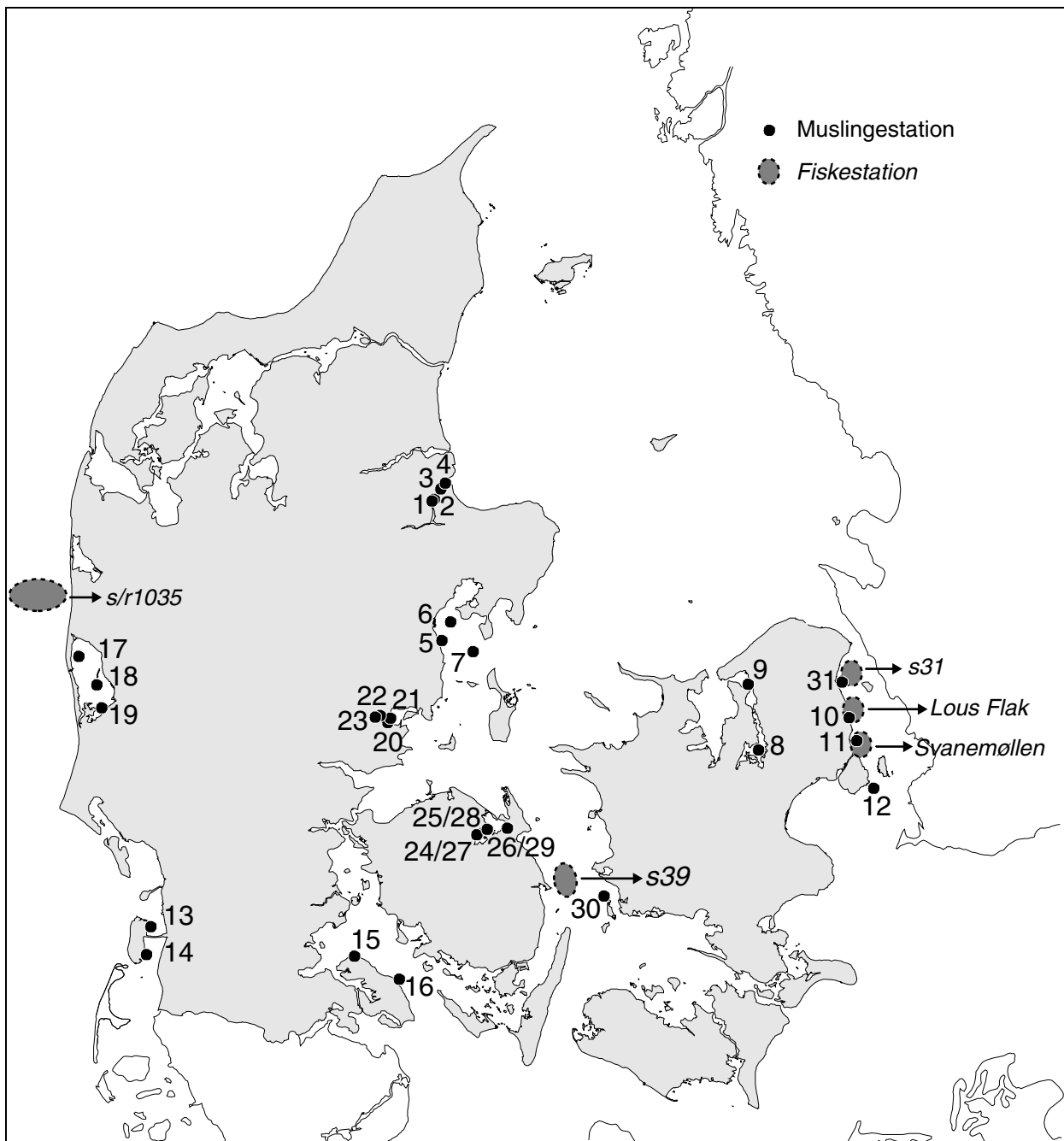
Stofkoncentrationer: muslinger

Koncentrationen af miljøfremmede stoffer og metaller målt i muslinger er vist på *Figur 5.2* til *Figur 5.5* samt *Figur 5.8*.

Koncentrationen af metaller er målt og vist på tørstofbasis, hvorimod organotinforbindinger, PAHer, PCBer og andre klorerede forbindelser er målt og vist på vådvægtbasis. Bemærk at der er forskel i skalaangivelsen for de forskellige metaller. Koncentrationen af zink (Zn) er en faktor 10 højere end for de øvrige metaller i den samme figur og Hg tilsvarende en faktor 10 lavere, se henholdsvis *Figur 5.2* og *Figur 5.3*.

Σ PCB er summen af koncentrationen af de 10 kongenerer, der er obligatoriske i NOVA (CB-28, CB-31, CB-52, CB-101, CB-105, CB-118, CB-138, CB-153, CB-156 og CB-180). Σ HCH er summen af alpha-HCH, beta-HCH og gamma-HCH og Σ DDT er summen af pp'-DDE, pp'-DDD, pp'-DDT, se *Figur 5.5*.

Σ PAH er summen af koncentrationen af alle PAHer og øvrige aromatiske hydrokarboner, der indgår i overvågningsprogrammet, se *Figur 5.8*.



Figur 5.1. Stationsplacering for prøver udtaget for miljøfremmede stoffer og metaller i 1998.

Tungmetaller

Kviksølv

Koncentrationen af Hg i muslinger er højest i Øresund og Vadehavet (Lister). Her varierer den mellem ca. 0,2 til 0,4 mg pr. kg tørvægt, højest ved Vedbæk i Øresund, se Figur 5.3. I de øvrige områder varierer koncentrationen mellem ca. 0,02 og 0,1 mg pr. kg, ofte med tydelige gradienter, fx som i Roskilde Fjord, hvor koncentrationen varierer med en faktor tre i området.

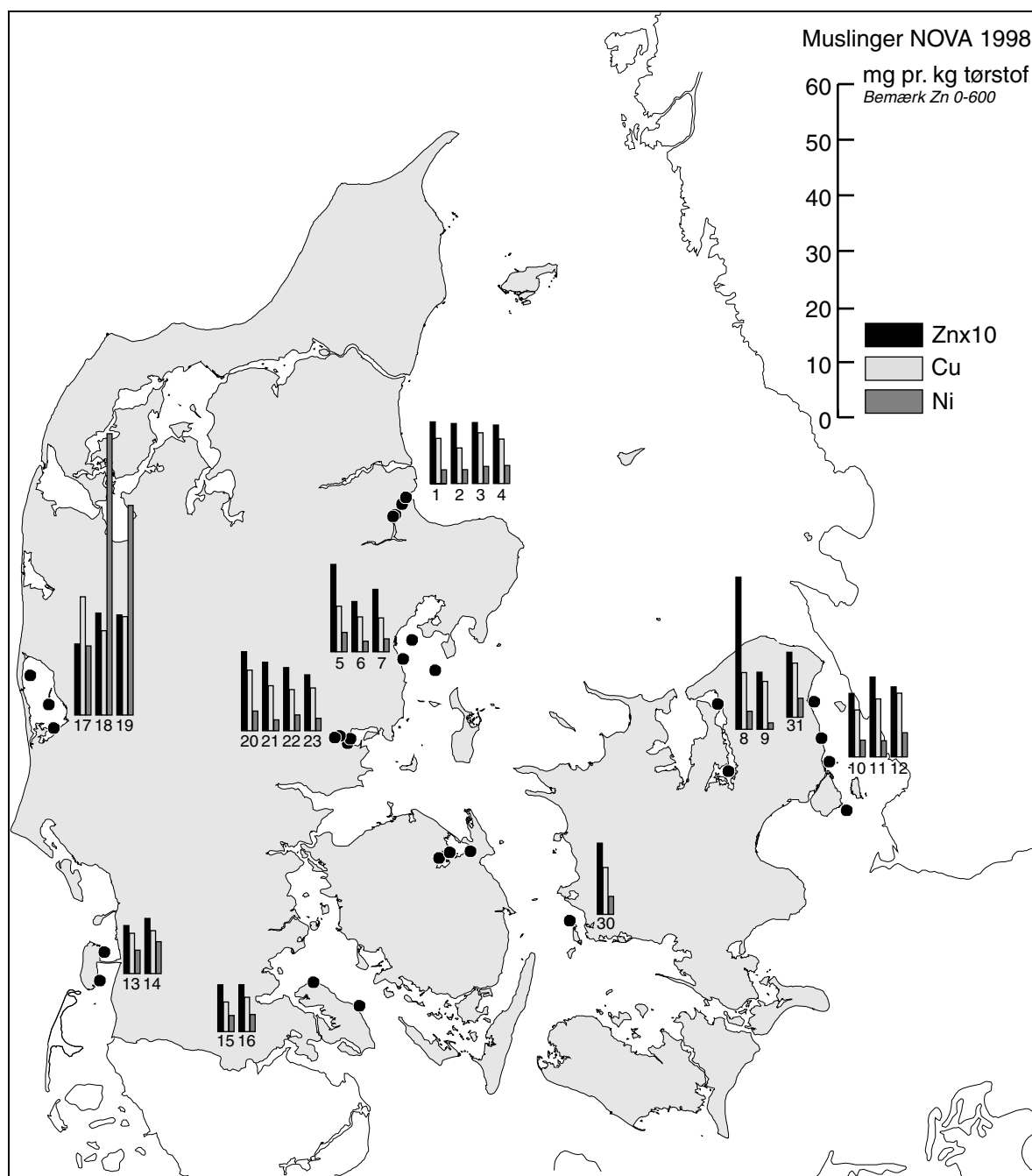
Cadmium

Koncentrationen af Cd i blåmuslinger varierer mellem 0,46 og 1,91 mg pr. kg tørvægt og er højest i Øresund sammenlignet med de øvrige områder, se Figur 5.3. Koncentrationen er også høj i Ringkøbing Fjord. Det skal imidlertid bemærkes, at koncentrationen her er målt i en anden muslingeart, sandmusling (*Mya arenaria*), end i de øvrige områder. Det betyder, at koncentrationer målt i dette område ikke

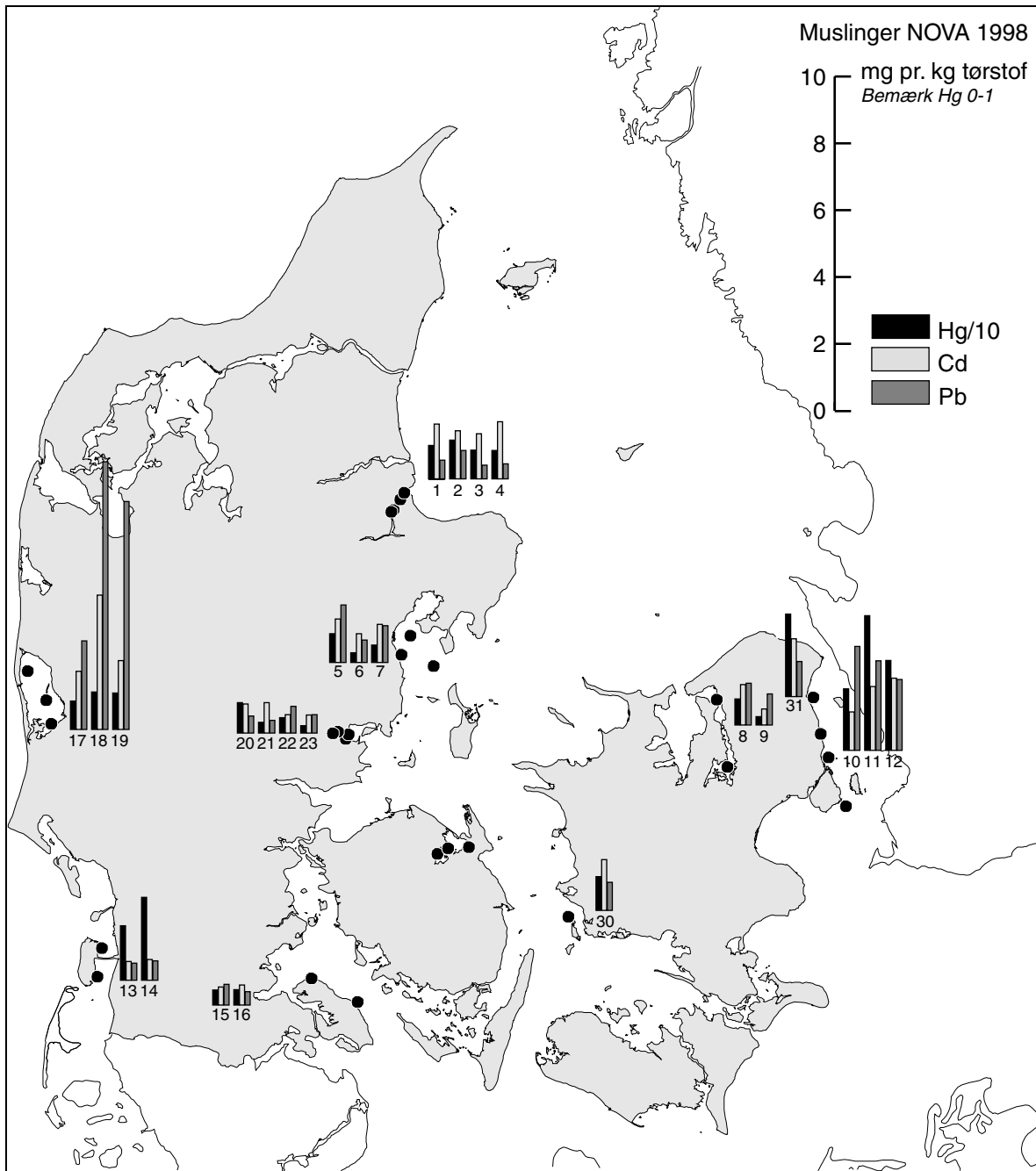
direkte kan sammenlignes med koncentrationer målt i de øvrige områder, da såvel fødeindtaget som metaboliseringen sandsynligvis varierer mellem de to arter.

Zink/kobber/bly/nikkel

Koncentrationen af Zn i blåmuslinger varierer mellem 79 og 273 mg pr. kg tørvægt. Den overstiger 200 mg pr. kg kun i et område, nemlig Roskilde Fjord. Koncentrationen af Cu i blåmuslinger, som varierer mellem 5 og 11,5 mg pr. kg tørvægt, er også høj i dette område samt i Øresund, > ca. 10 mg pr. kg, se *Figur 5.2*. Koncentrationerne af Ni i blåmuslinger er generelt lave (1,15 - 5,7 mg pr. kg tørvægt). Kun i Øresundsområdet er koncentrationen af Pb, som i blåmuslinger varierer mellem 0,28 og 2,7 mg pr. kg tørvægt, lettere forhøjet i forhold til de øvrige områder, se *Figur 5.3*.



Figur 5.2 Koncentrationen af zink (Z), kobber (Cu) og nikkel (Ni) i muslinger.



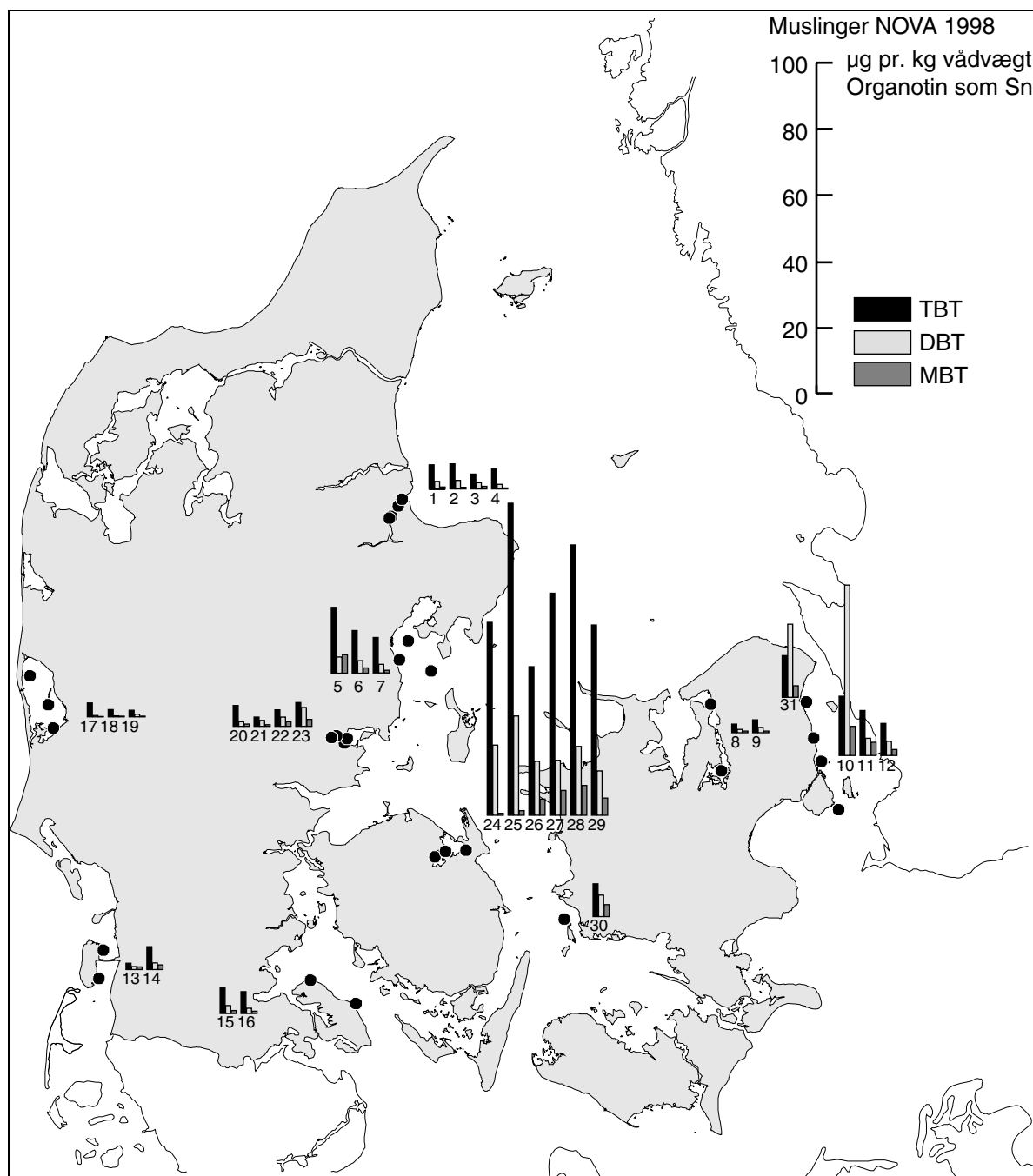
Figur 5.3 Koncentrationen af kviksølv (Hg), cadmium (Cd) og bly (Pb) i muslinger.

Organotinforbindelser

(TBT/DBT/MBT)

Koncentrationen af TBT, beregnet som Sn (TBT-Sn), varierer fra ca. 2 og helt op til 94 µg pr. kg musling (vådvægt), se Figur 5.4. De højeste koncentrationer af TBT er fundet i Odense Fjord, Århus Bugt og i Øresund. Også i Storebælt er koncentrationen relativt høj sammenlignet med de øvrige områder. Disse områder er alle karakteriseret ved en høj skibsintensitet og andre skibsrelaterede aktiviteter, der kan udgøre kilder til TBT. Koncentrationen af dibutyltin (DBT) er generelt en faktor 2-3 lavere end TBT, og koncentrationen af monobutyltin (MBT) er yderligere en faktor lavere, hvilket kunne indikere, at muslingerne for nyligt er eksponeret for TBT. Koncentrationen af DBT ved Lynetten i København er imidlertid ca. 3 gange højere end

TBT. Dette tyder på, at her er den væsentligste kilde for organotin ikke antibegrøningsmiddel, der for nyligt er påmalet skibe, men spildevandsudledningen fra Lynetten. En større TBT-forurening af ældre dato, fx fra det nedlagte skibsværft B&W, kan også være årsagen til de høje DBT-koncentrationer.



Figur 5.4 Koncentrationen af organotin i muslinger.

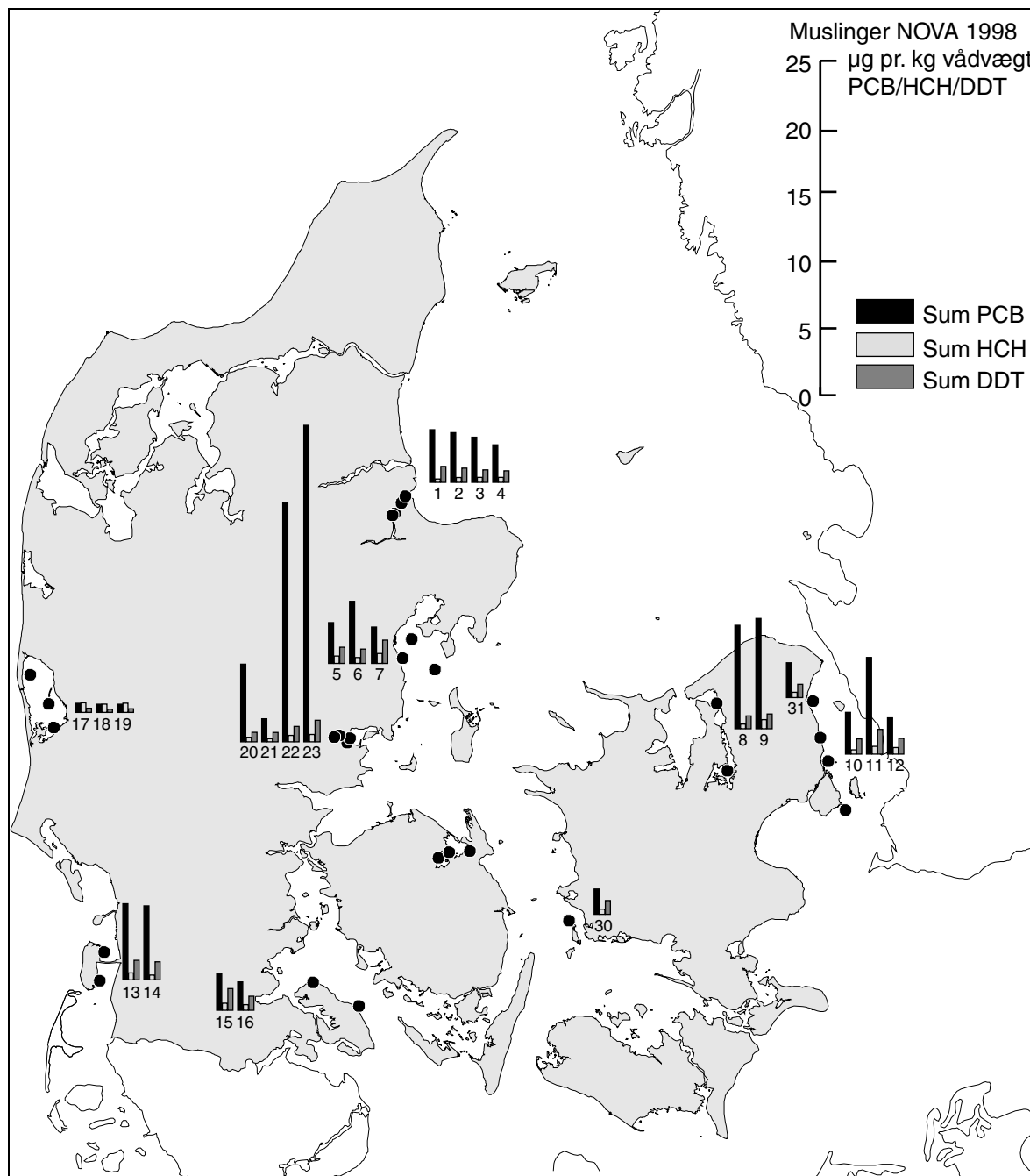
Triphenyltin

Der er kun fundet påviselige mængder af triphenyltin i enkelte prøver i Horsens og Odense Fjord, hvor koncentrationen er 0,160 henholdsvis 0,55 µg pr. kg vådvægt musling, beregnet som Sn.

Klorerede organiske forbindelser

PCB

Koncentrationen af Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT varierer mellem 1,7-17,9, og 0,2-0,7 henholdsvis 0,2 -1,9 μg pr. kg vådvægt, se Figur 5.5. Højeste koncentrationer af Σ PCB er fundet i den indre del af Horsens Fjord. I samme område er også den laveste Σ PCB-koncentration fundet. Forholdsvis høje koncentrationer er også fundet i Roskilde Fjord samt i Vadehavet.



Figur 5.5 Koncentrationen af Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT i muslinger.

Variation i koncentration på en lokalitet

Den gennemsnitlige variationen i koncentrationen af Σ PCB mellem parallelle prøver, udtaget fra den samme lokalitet er $< 9\%$ og $< 17\%$ for alle stoffer, se Tabel 5.2. Variationen er beregnet som en CV %, $((\text{standardafvigelsen})/(\text{middelværdien})*100)$.

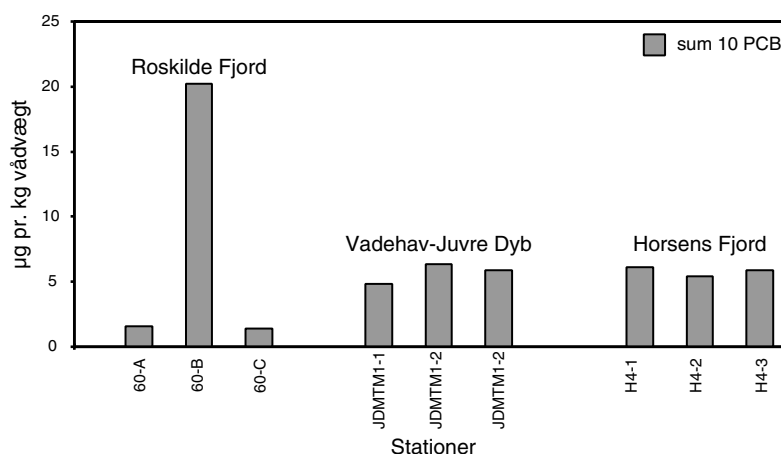
Table 5.2 Den gennemsnitlige variation i koncentrationen på en lokalitet udtrykt som en CV %. Antal målinger pr. lokalitet = 3.

	Stof										
	TBT	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	Σ PCB	Σ HCH	Σ DDT	Σ PAH
CV %	15	8	7	13	13	14	17	9*	11*	10*	11

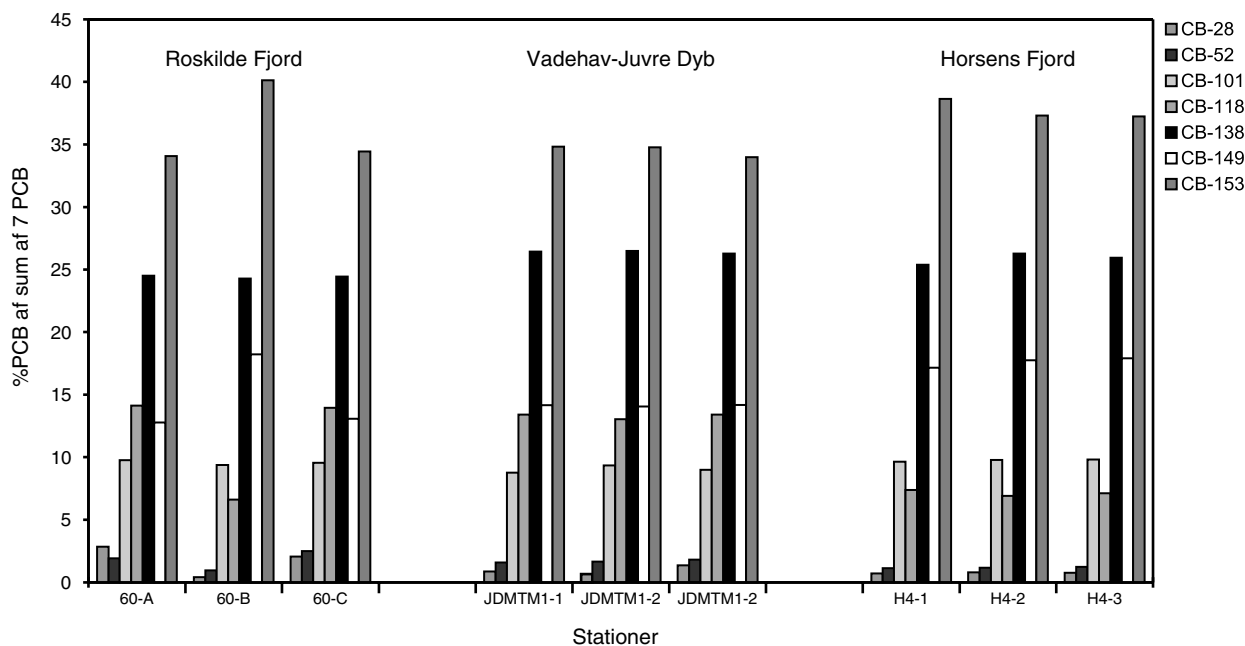
* En ekstrem værdi fra Roskilde Fjord ikke medtaget i beregningen.

Forskelle i CV % mellem de forskellige stoffer skyldes såvel reelle forskelle i koncentration, som forskelle på grund af variation i selve analysen. For eksempel er standardafvigelsen indefor dagen på en analyse for Σ PCB opgjort til at være 4,9% og den totale standardafvigelse på en analyse 7,2% (Cleemann et al. 1999).

På en lokalitet i Roskilde Fjord (Station 60) varierede koncentrationen af Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT imidlertid ca. en faktor 10 mellem de tre prøver, der er udtaget parallelt, se Figur 5.6. Det procentvise indhold af de syv PCB, der er målt i koncentrationer over detektionsgrænsen, er beregnet i de tre prøver fra denne station samt i yderligere to prøvesæt fra Vadehavet samt Horsens Fjord. Dette er illustreret i Figur 5.7. En sammenligning af det procentvise indhold af forskellige PCB'er kan give information om kilden til en forurening (fingerprintteknik). Fingerprintteknik kan også bruges til at spore kilden til forureninger af andre stofgrupper, fx PAH'er. Af Figur 5.7 fremgår det, at det procentvise indhold i de tre prøver fra Vadehavet samt Horsens Fjord ikke indbyrdes adskiller sig signifikant fra hinanden, imens prøve nr. 60-B er signifikant anderledes fra de to øvrige prøver fra den samme lokalitet. Dette kunne tyde på, at der lokalt kan have været en forskel i PCB-eksponeringen.



Figur 5.6 Koncentrationen af Σ PCB i muslinger fra Roskilde Fjord, Vadehavet og Horsens Fjord.



Figur 5.7 Procentvis indhold af 7 PCB kongenerer i prøver fra Roskilde Fjord, Vadehavet og Horsens Fjord.

Aromatiske hydrocarboner

(PAHer)

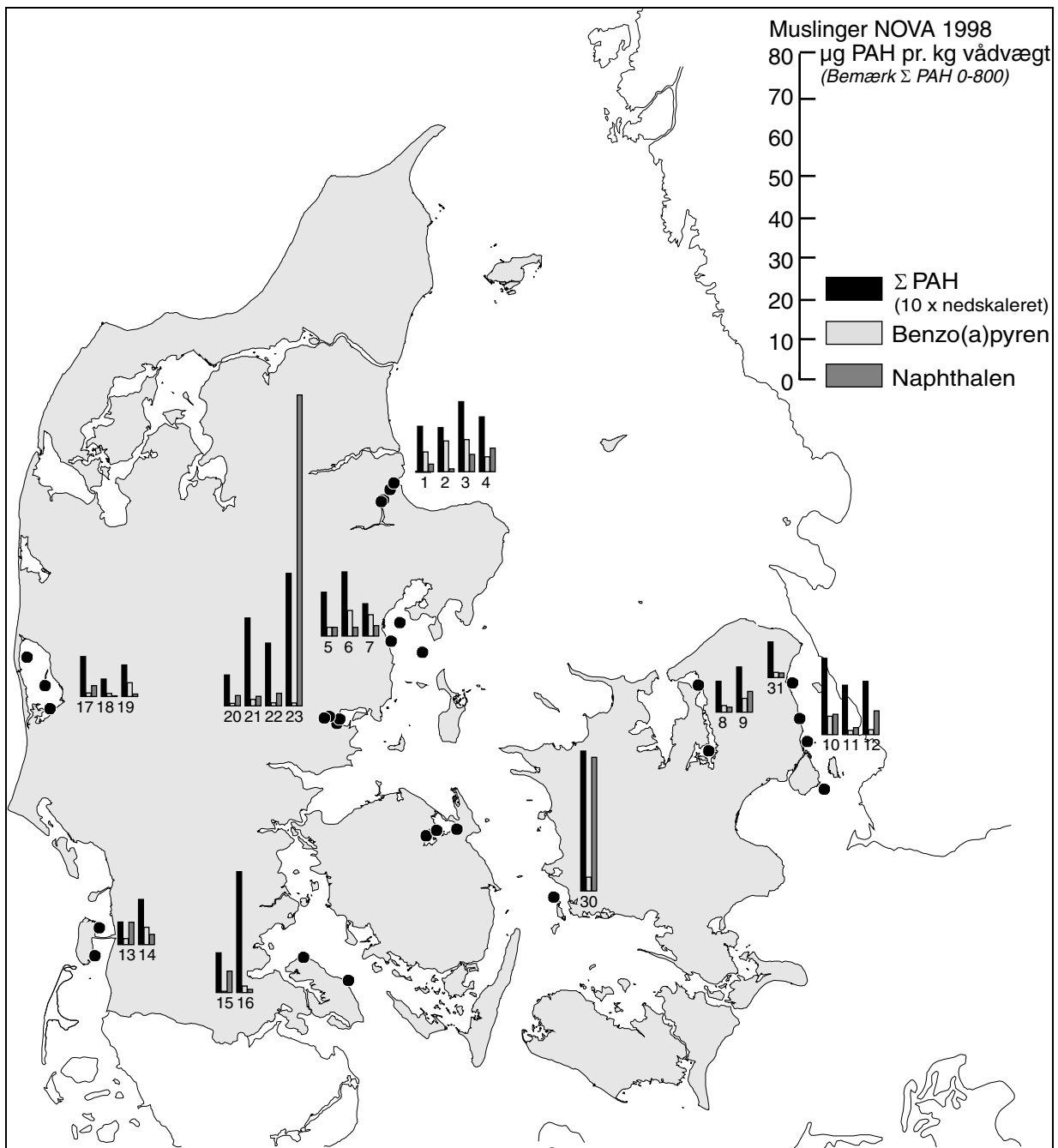
Koncentrationen af Σ PAH varierer mellem 20 og 352 μg pr. kg vådvægt med en medianværdi på 107 μg pr. kg vådvægt, se Figur 5.8. Dette er relativt høje værdier for Σ PAH sammenlignet med tidligere danske og udenlandske undersøgelser. Dette skyldes i høj grad, at NOVA-programmet medtager betydeligt flere PAHer, end man før har gjort.

Udvidelsen af antallet af enkeltstoffer er gjort dels på basis af ny toksikologisk viden og dels for at medtage nogle kilde-markører. En af disse er den svovlholdige dibenzothiophen, der, hvis den findes i relativ stor koncentration, indikerer ikke raffineret olie. Indholdet af PAHer på DMUs station ved Egholm i Storebælt (station 30 på Figur 5.1) indeholdt forholdsvis store mængder af 2-3 ringede og alkylerede PAHer og samtidigt forholdsvis store mængder dibenzothiophen. Dette indikerer dels en petrogen kilde, og dels at en stor del af denne udgøres af råolie.

Indenfor de pyrogene PAHer finder man tilsvarende markører, fx anthracen, der optræder i forholdsvis store koncentrationer i enkelte prøver. Den er en markør for specielt industrielle høj-temperatur processer.

Endeligt er der enkelte prøver med et relativt højt indhold af perylen, der er en af de få PAHer, der kan dannes biogent. Forekomsten af den indikerer bl.a. forekomsten af længere perioder med anaerobe forhold.

Enkelte prøver udviser så stort et indhold af specielt højmolekylære PAHer, at de toksikologisk er betænkelige.



Figur 5.8 Koncentrationen af Σ PAH, benzo(a)pyren og naphthalen i muslinger.

Stofkoncentrationer - fisk

Koncentrationen af miljøfremmede stoffer og metaller målt i fisk fremgår af Tabel 5.3 og Tabel 5.4. Stationsplaceringen fremgår af Figur 5.1.

Koncentrationen af Hg i fisk er målt i muskelvæv, og Cd, Cu, Zn, Pb og Ni er målt i leveren, alle på tørstofbasis. PCB og andre klorerede forbindelser er målt på vådvægtbasis i lever.

Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT er beregnet som angivet for muslinger.

Tabel 5.3 Middelkoncentrationen og standardafvigelsen (std.) af metaller målt i fisk. Enhed: mg pr. kg tørstof.

Lokalitet	Stof					
	Zn gennemsnit/std.	Cu gennemsnit/std.	Ni gennemsnit/std.	Hg gennemsnit/std.	Pb min./maks.	Cd gennemsnit/std.
København ^{1,2)}	144/40	51/17	0,25/0,11	0,80/0,53	<0,2/0,3	0,43/0,20
Vedbæk ^{1,2)}	207/41	78/26	0,21/0,05	0,52/0,35	<0,2/0,3	0,69/0,45
Nivå ^{1,3)}	165/27	62/23	0,7/0,5	-/-	0,1/0,6	1,32/1,64
Storebælt ^{1,3)}	141/45	48/24	1,2/1,8	-/-	0,1/0,6	0,49/0,28
Hvide Sande ^{3,4)}	130/50	13/10	0,1/0,1	-/-	0,1/0,5	0,33/0,18

1) Skrubber

2) 10 fisk målt

3) 25 fisk målt

4) Rødspætter

Tabel 5.4 Middelkoncentrationen og standardafvigelsen (std.) af miljøfremmede stoffer målt i skrubber. Enhed: µg pr. kg vådvægt.

Lokalitet	Stof		
	Σ PCB gennemsnit/std.	Σ DDT gennemsnit/std.	Σ HCH gennemsnit/std.
Storebælt ¹⁾	39,3/28,4	17,9/14,7	6,4/3,8
Hvide Sande ¹⁾	47,8/18,4	13,3/15,8	12,7/1,3

1) 10 fisk målt

Geografiske variation

Kun få stationer indgår i programmet, se *Figur 5.1*. Samtlige parametre er desuden ikke blevet afrapporteret endnu. Det er derfor kun muligt i et meget begrænset omfang at diskutere den geografiske variation baseret på disse resultater

Tungmetaller

Koncentrationen af Hg i skrubber er større ved København end i området ved Vedbæk, hvorimod koncentrationen af Cd er en faktor 3 højere ved Nivå sammenlignet med stationen ved København, der er på samme niveau som i Storebælt, se *Tabel 5.3*.

Miljøfremmede stoffer

Koncentrationen af Σ PCB og Σ DDT er sammenlignelige ved Hvide Sande og i Storebælt, mens Σ HCH er en faktor to større ved Hvide Sande, se *Tabel 5.4*.

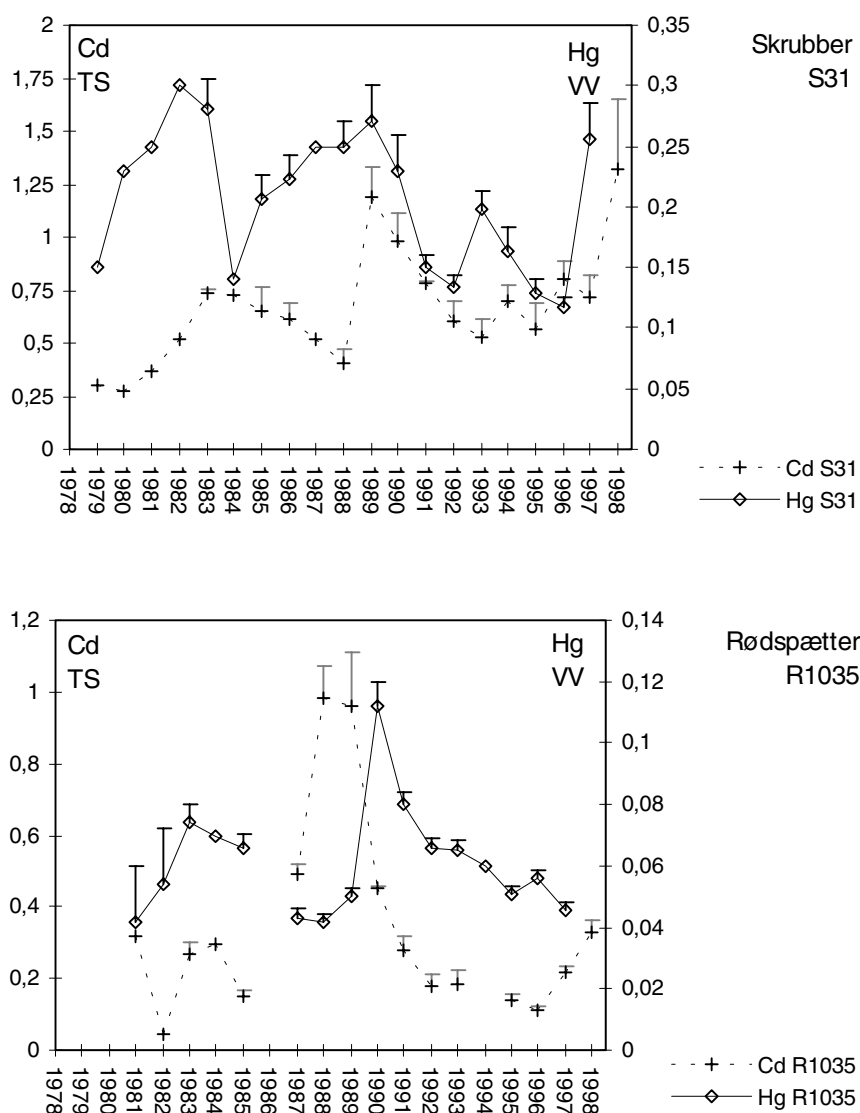
Tidslig udvikling af metalkoncentrationen

I amternes rapport fra Øresund i 1999 (Angantyr et al. 1999) er der rapporteret, at kviksølvindholdet i skrubber i Øresund er faldet fra 1973 til 1998 med en faktor 4 ved København og en faktor 3 ved Vedbæk. Dette er baseret på 5 undersøgelser udført i perioden. Koncentrationen er nu på samme niveau som i Levnedsmiddelstyrelsens undersøgelse af tungmetaller i danske kystfisk i perioden 1979-1982. Man gør imidlertid opmærksom på i rapporten, at de tidligere undersøgelser ikke er helt sammenlignelige med NOVA-programmets,

da antal fisk og fangstpositioner ikke er helt de samme. Der er ikke fundet koncentrationer over grænseværdien for konsum af skrubber (0,5 mg Hg pr. kg vådvægt) (Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447, 1985).

Cd og Pb er også faldet i forhold til undersøgelsen i 1973 til omkring eller under referenceværdien som angivet i Levnedsmiddelstyrelsens undersøgelse af tungmetaller i danske kystfisk i perioden 1979-1982. Cu og Zn er nu på samme niveau som i 1973 (Angantyr et al. 1999).

En faldende tendens i koncentrationen af Hg kan også ses i Øresund i det materiale, der er indsamlet og analyseret af DMU. Dette er illustreret i *Figur 5.9*, hvor den årlige variation i koncentrationen af Hg og Cd i fisk fra Øresund (Nivå) siden 1979 respektive Hvide Sande siden 1981 er afbildet.



Figur 5.9 Den årlige variation i koncentrationen af Cd og Hg i fisk fra Øresund (Skrubber station S31) og Hvide Sande (Rødspætter station R1035), målt i lever (Cd) og muskel (Hg). Bemærk at Hg-koncentrationen er udtrykt på vådvægtbasis (VV).

I enkelte amtsrapporter er der også rapporteret om tendenser til faldende metalkoncentrationer målt i muslinger. I Vadehavet kan der muligvis påvises en udvikling med faldende koncentrationer for Cd, Hg og Pb på 20-70% i forhold til niveauet i 1994 (Madsen et al. 1999). Også fra Roskilde Fjord er der rapporteret et fald i Pb-koncentrationen siden 1990 (Hedal et al. 1999).

5.1.4 Diskussion

EAC og
baggrundskoncentrationer

Med undtagelse af enkelte organotin-forbindelser, findes der kun meget få undersøgelser fra Nordsøområdet, hvor man har fundet en direkte sammenhæng i miljøet mellem en påvirkning af et enkelt stof og en målbar effekt (QSR 1999). Det er derfor nødvendigt at bruge resultater fra laboratorieforsøg og evt. data fra andre undersøgelser ved en vurdering af tilstand og udvikling i det marine miljø i relation til miljøfremmede stoffer og metaller. Vejledende økotoksikologiske vurderingskriterier, "Ecological Assessment Criteria (EACs)", er udarbejdet i OSPARCOM-regi (OSPAR 1998) på basis af tilgængelige toksicitetsdata til brug for en vurdering af miljøtilstanden ud fra koncentrationsniveauer i relevante matricer. Ved fastlæggelsen af disse referenceværdier er der lagt vægt på, at der sandsynligvis ikke vil opstå skader på miljøet under disse koncentrationsniveauer.

Såvel EACs som andre relevante baggrundskoncentrationer for danske farvande vil blive indraget ved vurderingen af den samlede tilstand i dette afsnit.

Vurdering af metalniveauer

Der er ikke fastsat en EAC-værdi for metaller i muslinger, som de målte koncentrationer kan sammenlignes med. Statens Forureningstilsyn (SFT) i Norge har udarbejdet klassificeringstabeller for tilstanden i det marine miljø for udvalgte miljøgifte i vand, sediment og biota herunder blåmuslinger. Den baserer sig på koncentrationsmålinger og udtrykkes i en femdel klassificering af tilstand (god (I), mindre god (II), til meget dårlig (V) tilstand). Klassificeringen bygger på såvel nationale (norske) som internationale data. Grænsen mellem klasse I og II er fastlagt, så de områder, der kun er påvirket af langtransporterede forureninger, vil høre hjemme i klasse I, mens områder, som også påvirkes af lokale kilder, vil fordeles på de andre klasser. I *Tabel 5.5* er grænseværdien mellem klasse I og II angivet, her forkortet "SFT-værdier" i den videre tekst.

Selv om forholdene ikke er helt sammenlignelige i Norge og Danmark, vil disse værdier sandsynligvis også kunne bruges i Danmark til at indikere, om et område er påvirket af lokale kilder. SFT-værdien for Hg i muslinger er 0,2 mg pr. kg. tørvægt. Samme koncentration (eller højere) er fundet i Øresund og i Vadehavet. Dette tyder på, at disse områder er påvirket af lokale kilder, herunder tidligere spildevandsudledninger af Hg, der er opkoncentreret i sedimentet (Øresund) og af transport fra de tyske floder med den Jyske Kyststrøm (Vadehavet).

Også de højeste koncentrationer, der er fundet for Cd, Zn og Cu, ligger på eller over SFT-grænsen for klasse 1, dvs. det tyder på, at specielt disse områder er påvirket af lokale kilder.

Alle Hg-koncentrationer er lavere end grænseværdien for konsum på 0,3 mg pr. kg vådvægt svarende til 1,5 mg pr. kg tørvægt (Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447, 1985).

Tabel 5.5 Tabel over forskellige vejledende grænseværdier og klassificeringsinddelinger for koncentrationer i blåmusling.

Stof	Enhed	EACs ¹	Baggrund ¹	Konsum ²	SFT ³
Pb	mg pr. kg DW	-	0,08-1,4	-	< 5
Cd	mg pr. kg DW	-	0,5-0,8	-	<2
Cu	mg pr. kg DW	-	5,7-8,3	-	<10
Hg	mg pr. kg DW	-	0,04-0,08	1,5 *	<0,2
Ni	mg pr. kg DW	-	-	-	<5
Zn	mg pr. kg DW	-	--	-	<200
Σ DDT	µg pr. kg WW	1-10* (kun DDE)	-	-	< 2
Σ HCH	µg pr. kg WW	-	-	-	<0,5
Σ PCB **	µg pr. kg WW	1-10 *	-	-	< 10
Σ PAH	µg pr. kg WW	-	-	-	< 100
Anthracene	µg pr. kg WW	1-10 *4	-	-	-
B(a)P	µg pr. kg WW	(1-10) x 10 ³ *4	-	-	< 1
TBT	µg pr. kg WW	0,2-2 *	-	-	
Som TBT-Sn	µg pr. kg WW	0,08-0,8			

* omregnet fra dw til ww eller ww til dw ved at dividere eller multiplicere med en faktor 5.

** 7 kongener.

DW: tørvægtbasis; WW: vådvægtbasis; B(a)P: Benzo(a)pyren,

1) Ref.: OSPAR 1998.

2) Ref.: Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447, 1985.

3) Den øvre grænse for koncentrationsniveau for tilstandsklasse "god", ref. SFT 1993.

4) Foreløbig grænseværdi.

Økotoxikologiske vurderingskriterier for TBT i muslinger

OSPARCOM har fastsat et vejledende økotoxikologisk vurderingskriterium, EAC, for TBT på 0,2-2 µg TBT pr. kg vådvægt musling, svarende til 0,08-0,8 µg TBT-Sn pr. kg vådvægt musling (Tabel 5.5). En sammenligning af denne værdi med koncentrationsintervallet for TBT-målingerne (fra ca. 2 til 94 µg pr. kg vådvægt) viser, at samtlige TBT-koncentrationer ligger over den vejledende EAC-værdi. I nogle tilfælde ligger den meget langt over, fx. i Odense Fjord og Århus Bugt. EAC er fastlagt, så der med stor sandsynlighed vil forekomme effekter, hvis koncentrationen af TBT overstiger det vejledende interval, og der kan forekomme biologiske effekter, hvis koncentrationen ligger i intervallet. Der henvises til afsnit 5.2 vedr. en yderligere diskussion af effekter af TBT i de danske farvande.

Det bemærkes, at EAC er fastlagt for blåmuslinger. Det betyder, at EAC-værdien ikke direkte kan overføres til en bedømmelse af miljøet baseret på en koncentrationsmåling af TBT i en sandmusling, som er den art, der er brugt som monitoringsorganisme i Ringkøbing Fjord. Det er fx vist, at sandmusling er effektiv til at akkumulere TBT (Kure og Depledge 1994).

*Økotoksikologiske
vurderingskriterier for
PCB i muslinger*

Det vejledende økotoksikologiske vurderingskriterium, EAC, for Σ PCB er 1-10 μg PCB pr. kg vådvægt. Den øvre grænse svarer til den, SFT har sat som grænse mellem et klasse 1 og klasse 2 område, se *Tabel 5.5*. I samtlige områder, som er undersøgt, er der målt koncentrationer, der ligger i EAC-intervallet (1-10 μg PCB pr. kg vådvægt). Det vil sige, at der kan forekomme effekter i miljøet pga. forhøjede koncentrationer af PCB. Ringkøbing Fjord, hvor koncentrationen er $< 1 \mu\text{g}$ PCB pr. kg vådvægt, udgør en undtagelse. Enkelte prøver overstiger den øvre grænse, fx fra Horsens Fjord (havneområdet) og fra Roskilde Fjord.

Vurdering af PAHer

Sammenfattende vurderes det, at PAH-koncentrationen i de kystnære danske farvande er på samme niveau, som ses i ikke særligt forurenede havområder, mens der stedvist i fjordene, og her specielt i områder med ringe vandudskiftning og/eller kraftige punktkilder, kan optræde forhøjede værdier.

5.1.5 Konklusion og målsætninger

Metaller

De relativt lave koncentrationer af tungmetaller i blåmuslinger og fisk betyder, at miljøkvalitetsmålsætningerne er opfyldt for hovedparten af de undersøgte områder. I de områder, hvor der er fundet forhøjede koncentrationer af Hg og/eller nogen af de andre metaller, er der formodentlig tale om påvirkning fra lokale kilder.

Miljøfremmede stoffer

PAH-koncentrationen i de kystnære danske farvande er på samme niveau, som ses i ikke særligt forurenede havområder, mens der stedvis i de indre fjorde, og her specielt i områder med ringe vandudskiftning og/eller kraftige punktkilder, kan optræde forhøjede værdier.

I samtlige områder, som er undersøgt for PCBer, er der målt koncentrationer, der ligger i det vejledende interval for Oslo-Paris Kommissionens økotoksikologiske vurderingskriterier (EAC) på 1-10 μg PCB pr. kg vådvægt med undtagelse af Ringkøbing Fjord, hvor værdierne er lavere. Det betyder, at der her kan forekomme økologiske effekter af PCB. Enkelte prøver har indholdt koncentrationer, der overstiger den øvre EAC-grænse, fx fra Horsens Fjord (havneområdet) og i Roskilde Fjord.

Samtlige TBT-koncentrationer ligger over den vejledende EAC-værdi. I nogle tilfælde ligger de meget langt over, fx Odense Fjord og Århus Bugt. Niveauet for TBT er så højt i de undersøgte områder, at det må vurderes, at en målsætning med et upåvirket vandmiljø ikke er opfyldt i disse områder.

5.2 Biologisk effektmonitoring af tributyltin (TBT)

5.2.1 Indledning

Det er første gang, at forekomst af imposex/intersex indgår i det nationale overvågningsprogram. Det er derfor fundet formålstjenligt at give en mere uddybende forklaring af fænomenet og sammenhængen til TBT-belastningen.

Hvad er imposex?

Forekomsten af imposex hos konksnegle kan anvendes til monitoring af effekten af forureningen med tributyltin (TBT) i det marine miljø. Imposex er en maskulinisering af hunsnegle, der giver sig udslag i synlige morfologiske ændringer, først og fremmest en udvikling af en pseudopenis og/eller sædleder (vas deferens). Det er påvist, at TBT, der er et biocid i skibes bundmaling, kan forårsage disse abnormaliteter ved koncentrationer på bare 1 ng TBT pr. liter (Gibbs et al. 1987). Effekten er irreversibel og skyldes forstyrrelse i balancen mellem hanlige og hunlige hormoner (Matthiessen og Gibbs 1998). De langt udviklede stadier kan medføre sterilisering af hunner hos nogle sneglearter, som det bl.a. er observeret hos purpursnegl (*Nucella lapillus*), idet den udviklede sædleder vokser henover vagina og derved forhindrer æglægning (Gibbs & Bryan 1986). Tilsvarende sterile stadier forekommer dog hverken hos dværgkonk (*Hinia reticulata*), almindelig konk (*Buccinum undatum*) eller rødskonk (*Neptunea antiqua*) (Stroben 1994, Mensink et al. 1997).

Hvad er intersex?

Forekomsten af intersexfænomenet hos almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*) kan anvendes som alternativ til imposex hos konksnegle, når der biomoniteres for tributyltin (TBT) i kystnære områder. Intersex er ligesom imposexfænomenet en maskulinisering af hunner, men morfologisk set er der forskelle. Intersex giver sig udtryk som misdannelser af hunnens reproduktive organer eller i en decideret omdannelse af hunnens reproduktive organer til hanlige organer, hvilket medfører sterilitet. Intersexfænomenet hos strandsnegle er en mindre sensitiv parameter med hensyn til TBT-niveauet sammenlignet med imposexfænomenet hos konksnegle, men kan med fordel anvendes i umiddelbar nærhed af en forureningskilde. Strandsnegl bliver steril i fremskredne intersexstadier.

Overvågning af sneglearter, der er følsomme for TBT

I henhold til NOVA programmets teknisk anvisning for marin overvågning (Kaas & Markager 1998) skal almindelig konk anvendes som indikatorarter i de dybere dele af de danske farvande i forbindelse med TBT monitoring. I kystnære områder anvendes dværgkonk, sneglearter der er følsomme overfor TBT i danske farvande, eller hvis den ikke kan findes almindelig strandsnegl.

Der findes andre konksnegle i de danske farvande, der også er sensitive overfor TBT og derved kunne anvendes som bioindikatorer, deriblandt rødskonk og purpursnegl. Nyere undersøgelser viser, at rødskonken er mere følsom overfor TBT end almindelig konk (Strand og Jacobsen, under trykning), men den er mindre hyppig end almindelig konk, og det er derfor sværere at skaffe prøvemateriale. Purpursnegl forekommer spredt på den jyske vestkyst. Purpursneglen lever på store sten (ofte stenmoler) i tidevandszonen. Den er yderst

følsom overfor TBT og kan let blive steriliseret pga. udviklingen af imposex (Harding et al. 1999).

I 1998 var imposex-/intersexprogrammet under NOVA ikke fuldt implementeret, og samtidig er det første gang, at biologisk effektmonitoring indgår i denne rapportserie. Vi har derfor valgt at rapportere alle relevante tilgængelige data om snegles imposex-/intersexforekomst i vore farvande, for herigennem at tilvejebringe det eksisterende videngrundlag.

Imposexparametre hos konksnegle

Imposexparametre

Udviklingen af imposex hos hunsnegle kan enten beskrives ud fra den procentvise forekomst af snegle med imposex, penislængder eller ved en stadieinddeling på baggrund af forskellige imposexudviklingstrin, der karakteriseres ud fra udviklingsgraden af pseudopenis og sædleder. Metoderne er udførligt beskrevet i den tekniske anvisning for marin overvågning (Kaas & Markager 1998).

Vas deferens sekvens indeks

Der er en god sammenhæng mellem de forskellige metoder og belastningen af sneglene. Vi har derfor valgt kun at præsentere data, der viser hvor stor en procentdel af de undersøgte snegle, som udviser imposexkarakterer på de enkelte lokaliteter samt hvor fremskrednen udviklingen er, baseret på det såkaldte "Vas deferens sekvens indeks" (VDSI). Indekset beror på den gennemsnitlige udviklingsgrad af pseudopenis og sædleder hos et antal undersøgte hunsnegle og kan variere fra 0 i upåvirkede sneglebestande til 4, som i de undersøgte sneglearter er maksimal imposexudvikling, da de ikke umiddelbart kan blive sterile.

Intersexparametre hos strandsnegle

Almindelig strandsnegl er udbredt overalt i de danske farvande helt ind i den vestlige Østersø. Den lever i tidevandszonen fortrinsvis på større sten og lignende fast underlag. Anvendelse af strandsnegle til effektmonitoring af TBT-belastning sker i form af et transekt fra et punktkildeområde.

Intersexparametre

Der kan opstilles 3 forskellige parameterværdier til beskrivelse af intensiteten af intersex i en gruppe af almindelige strandsnegle:

- den procentvise forekomst af intersex,
- intersexindeks (ISI) og
- gennemsnitlig længde af prostatakirtel hos hunner.

En detaljeret beskrivelse af de forskellige metoder kan findes i den tekniske anvisning for marin overvågning (Kaas & Markager 1998). Kun data for den procentvise forekomst af intersex og graden af påvirkning i form af intersexindeks vil blive præsenteret i denne rapport. Intersexindekset er beregnet som den gennemsnitlige værdi af såkaldte intersexstadier hos en gruppe af undersøgte hunsnegle fra en given lokalitet. Intersexstadierne kan variere fra 0, hos snegle der ikke er påvirket, til 4 hos snegle med meget omfattende fysiologiske ændringer. Strandsnegle med intersexstadierne 2 - 4 anses for at være

sterile (Bauer et al. 1995), så ISI-værdier større end 1,0 indikerer, at en vis del af hunnerne er steriliseret på grund af udviklingen af intersex.

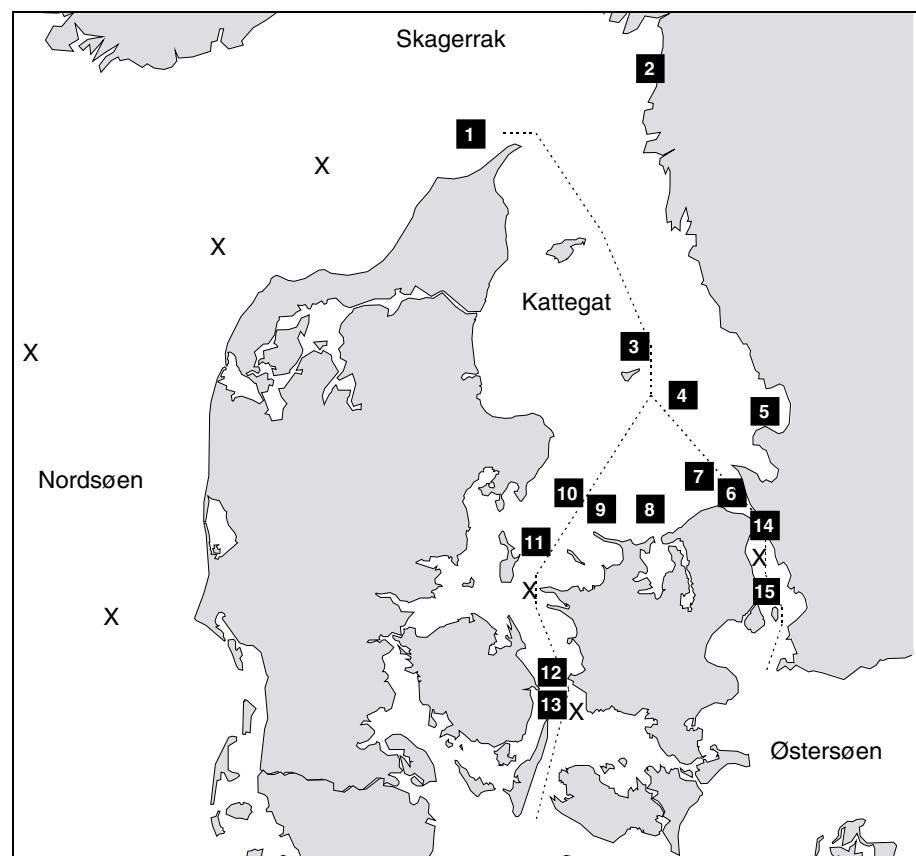
Indsamlingsstationer for imposexundersøgelser

5.2.2 Måleprogram

I perioden 1996-98 er der indsamlet almindelig konk og rødkonk snegle på henholdsvis 15 og 13 lokaliteter i Kattegat, Bælthavet og Øresund (Figur 5.10). Materialet er dels indsamlet i NOVA regi og dels i forbindelse med et forskningsprojekt (Strand & Jacobsen, under trykning). Det er tilstræbt at indsamle og analysere mindst 20 hunsnegle pr. lokalitet. Det er ikke opfyldt for almindelig konk på stationerne 1, 2, 5, 7, 11, 13 og 14, hvor antal hunsnegle varierer fra 9 til 17. På lokaliteterne 1 og 10 er der indsamlet henholdsvis 47 og 39 hunsnegle af rødkonk. På de øvrige lokaliteter ligger antallet af undersøgte rødkonk snegle væsentlig lavere. 13 af de 15 stationer indgår nu i NOVA-programmet, de 2 resterende, der omtales her, ligger i svensk farvand. For fremtiden vil der blive indsamlet og analyseret konksnegle på yderligere 7 stationer.

Imposex hos dværgkonk i kystnære områder er undersøgt på 3 stationer i Øresund ud for København og på 2 stationer i Horsens Fjord.

Intersex hos strandsnegle er undersøgt i Københavns Havn og nord for havnen ved Bellevue samt i Odense Fjord langs en gradient væk fra Lindøværftet.



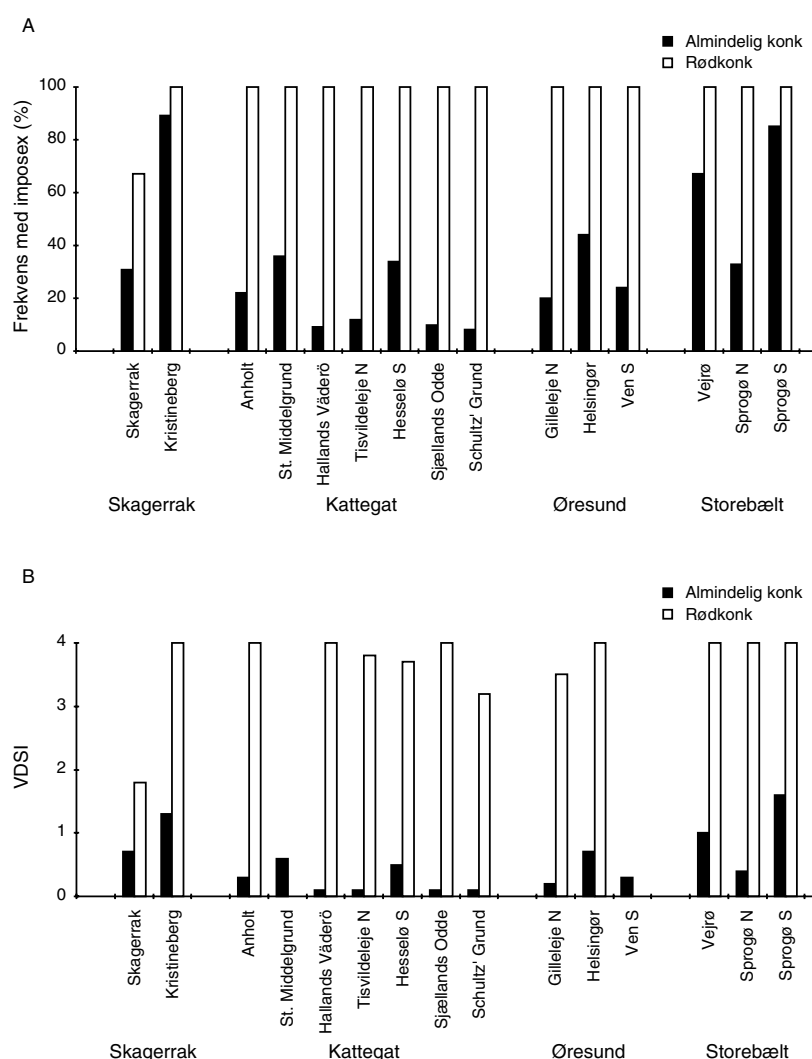
Figur 5.10 De nummererede lokaliteter er imposex indsamlingsstationer i Kattegat og Bælthavet fra 1996 til 1998. Lokaliteterne mærket med X er stationer, der fremover vil indgå i NOVA programmet sammen med de øvrige viste lokaliteter i dansk farvand. De internationale skibsruter gennem danske farvande er også anført på kortet.

5.2.3 Resultater

Forekomst af imposex hos konksnegle i Kattegat og Bælthavet

Frekvens og udviklingsgrad af imposex hos alm. konk og rødkonk

Frekvensen af snegle, der har udviklet imposex og udviklingsgraden af imposex udtrykt ved VDSI, er vist på *Figur 5.11*. Som det fremgår af figuren, er både almindelig konk og rødkonk påvirket af TBT på samtlige undersøgte stationer. På trods af det reducerede datagrundlag for rødkonk er der en markant større forekomst og udvikling af imposexkarakterer hos denne art end hos almindelig konk. Der har således ikke fundet en eneste rødkonk hunsnegl i Kattegat, Bælthavet og Øresund, der ikke har udviklet imposexkarakterer, og på de fleste lokaliteter har samtlige snegle udviklet den maksimale VDSI-værdi på 4. For almindelig konk udviste lokaliteterne 2, 11 og 13 særligt høje værdier af imposex. Om de forhøjede værdier er reelle, eller om de skyldes usikkerhed pga. det lavere antal undersøgte hunsnegle på de pågældende steder, må afvente analyserne af de indsamlede snegle fra 1999.



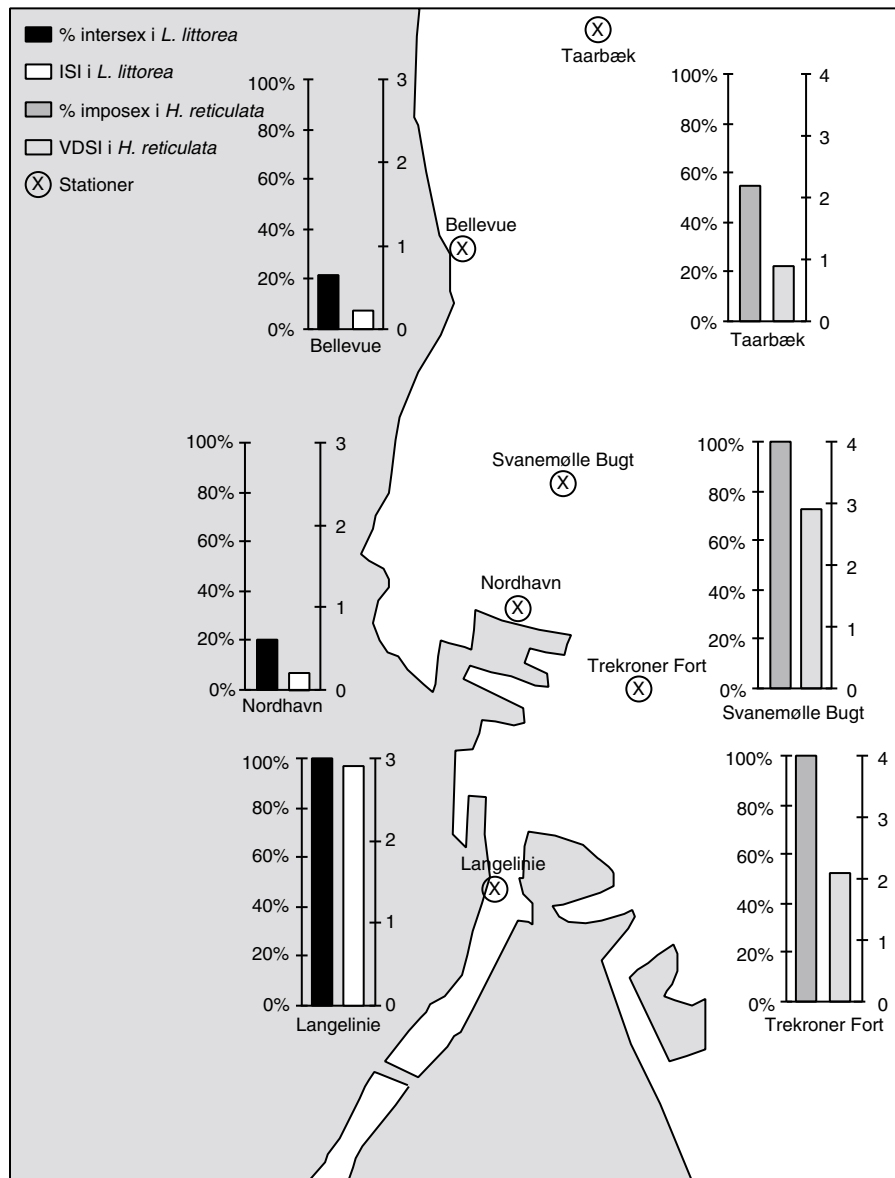
Figur 5.11 Almindelig konk og rødkonk fra 15 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund. I (A) vises andelen af snegle med udvikling af imposex og i (B), hvor udviklet imposexstadiet er, målt ved Vas deference indekssværdier.

Ingen imposex hos snegle fra gamle indsamlinger

Undersøgelser af rødkonk indsamlet fra Kattegat og Øresund før 1937 viste, at disse snegle ikke havde imposexkarakterer, før brugen af TBT blev indført (Strand og Jacobsen, under trykning) og Pearce og Thorsen 1967). Strand og Jacobsens undersøgelser fra Kattegat viser signifikant forskel fra den nuværende forekomst af imposex ($p < 0,01$).

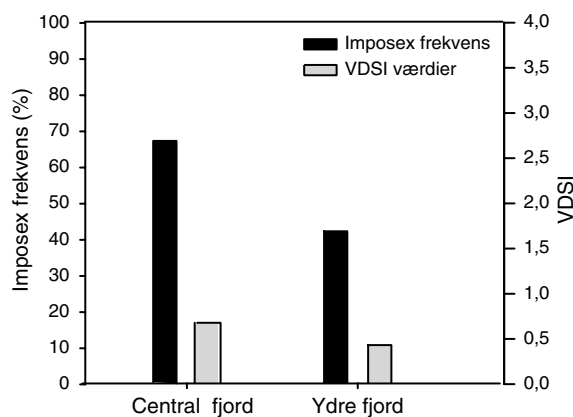
Imposex hos dværgkonk ud for Københavns Havn og i Horsens Fjord

Imposex hos dværgkonk er undersøgt i Øresund af Københavns Kommune på 3 lokaliteter ud for Københavns Havn og nordpå i 1998. På begge de to sydlige stationer ud for selve havneløbet og nordøst for Nordhavn var frekvensen af snegle med udviklet imposex 100% og VDSI-værdierne blev bestemt til henholdsvis 2,1 og 2,9. På den nordligste station var imposexfrekvensen ca. 55% og VDSI-værdien under 1 (Figur 5.12).



Figur 5.12 Udviklingen af imposex hos dværgkonk og intersex hos strandsnegl på hver 3 stationer i og ud for Københavns Havn. Imposex er gengivet som henholdsvis % hunsnegle med imposexkarakterer og den gennemsnitlige VDSI-værdi. Intersex hos strandsnegle er beskrevet ved % hunsnegle med intersex og intersex indeksværdier (ISI).

Tilsvarende har Vejle Amt undersøgt dværgkonk i den centrale og ydre del af Horsens Fjord. I den centrale del af fjorden udviste 69% af dværgkonkene imposexkarakterer og i den ydre del af fjorden var frekvensen faldet til knap 42%. VDSI-værdierne blev bestemt til 0,69 i den centrale fjord og 0,42 i den ydre del af fjorden (Figur 5.13).

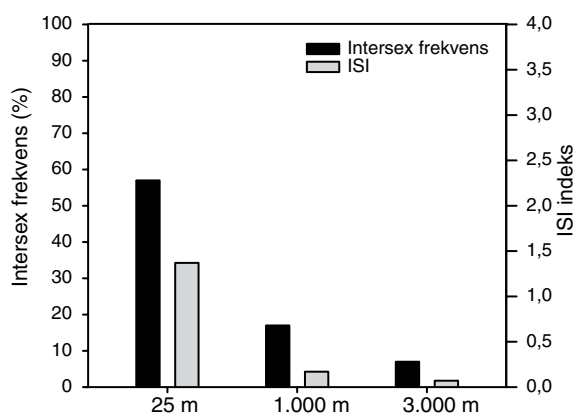


Figur 5.13 Udviklingen af imposex hos dværgkonk på 2 stationer i Horsens Fjord. Imposex er gengivet som henholdsvis % hunsnegle med imposexkarakterer og den gennemsnitlige VDSI-værdi. Data fra Vejle Amt.

Frekvens og udviklingsgrad af intersex hos alm. strandsnegl omkring Københavns Havn og Lindøværftet i Odense Fjord

Forekomst af intersex hos strandsnegle nær punktkilder

Strandsnegle er undersøgt i Københavns Havn af DMU og i Odense Fjord af Fyns Amt. På begge lokaliteter var der en tydelig gradient fra punktkildeområderne, Lindøværftet og Københavns Havn, om end sidstnævnte kildeområde nok må anses for mere diffust. Gradienten er tydelig både for frekvensen af snegle med intersex og for intersex indeksværdierne, (Figur 5.12 og Figur 5.14). I Odense Fjord havde 40% af sneglene på station 1 umiddelbart ved Lindøværftet udviklet prostatakirtel og var dermed sterile. Sterile stadier var ikke tilstede på de øvrige stationer i Odense Fjord. I Københavns Havn var 96% sterile ved Langelinie hvorimod der ingen sterile snegle var på de to øvrige stationer.



Figur 5.14 Intersexforekomst hos strandsnegle i Odense Fjord på 3 stationer med stigende afstand fra Lindøværftet (data fra Fyns Amt, Rask et al. 1999).

5.2.4 Diskussion og konklusion

Rødkonk indsamlet før TBT blev udbredt i danske farvande udviste ikke imposexkarakterer. I dag har samtlige hun rødkonk snegle i indre danske farvande imposexkarakterer og graden af fysiologiske ændringer udtrykt ved VDSI er meget høj. Frekvensen af almindelig konk, der udviser imposexkarakterer og graden af påvirkning, er ikke så omfattende som for rødkonk, men også for denne art er der snegle med imposexkarakterer på samtlige undersøgte lokaliteter.

Samtlige dværgkonk fanget ud for Nordhavn og ved Tre Kroner Fort udviser imposexkarakterer med relativt omfattende morfologiske ændringer (VDSI-stadier). Ud for Tårbæk udviste ca. halvdelen af

hun dværgkonk sneglene imposexkarakterer, hvilket var sammenligneligt med sneglene fra Horsens Fjord.

Samtlige strandsnegle indsamlet ved Langelinie i Københavns Havn udviste intersexkarakterer og 96% i en sådan grad, at de var sterile. I Odense Fjord umiddelbart ved Lindøværftet var påvirkningsgraden mindre, men dog havde ca. 40% af sneglene intersex i sterile stadier.

5.3 Konklusion for miljøfremmede stoffer og tungmetaller

I langt hovedparten af de undersøgte områder giver de relativt lave tungmetalkoncentrationer i fisk og muslinger ikke anledning til bekymring. Der findes dog områder med forhøjede koncentrationer, der indikerer lokale kilder.

PAH-koncentrationerne er stedvist forhøjede i indre dele af fjorde, specielt i områder med ringe vandudskiftning og lokale punktkilder. I de øvrige undersøgte områder er PAH-koncentrationerne på niveau med, hvad der kan karakteriseres som ikke særligt forurenede områder.

PCB-koncentrationen har et niveau i samtlige områder, hvor det ifølge OSLO-PARIS Kommissionens vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier ikke kan udelukkes, at der kan forekomme effekter. Eneste undtagelse er Ringkøbing Fjord, hvor niveauet er lavt. Enkelte prøver fra fx Horsens havn har så høje koncentrationer, at der er stor risiko for økologiske effekter.

TBT-koncentrationerne er høje på alle stationer. Niveauet er fra ca. 2 til 120 gange højere end de vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier. Undersøgelser af de biologiske effekter af TBT-koncentrationerne har vist, at samtlige rødkonksnegle og en væsentlig andel af dværgkonk og alm. konk i indre danske farvande udviste hormonelle forstyrrelser med udvikling af mandlige kønsorganer hos hunsnegle. Næsten alle hunstrandsnegle indsamlet i Københavns Havn og 40% af hunsnegle indsamlet nær Lindøværftet i Odense Fjord udviste intersexkarakterer i et omfang, der har medført sterilitet.

6 Sammenfatning og konklusioner

6.1 Sammenfatning

Klimatisk var året 1998 karakteriseret af en mild og nedbørsrig vinter og en kold og blæsende sommer. Efter to ekstremt tørre år var ferskvandsafstrømningen i 1998 19% over middel for perioden 1989-98 og på niveau med 1995. Den danske udledning af kvælstof til havmiljøet var 10% over middel for perioden 1989-98, mens fosfortilførslen stadig var lav, 35% under middel for samme periode, pga. udbygget spildevandsrensning. Der er et generelt fald i kvælstofdepositionen fra atmosfæren i perioden 1989-98, men depositionen i 1998 var relativt høj pga. stor nedbør.

Overfladevandets sommertemperatur var et par grader lavere end normalt, hvilket, sammen med den megen blæst, nedsatte hyppigheden af temperaturspringlag i de lavvandede områder. Her medførte den kraftige omrøring, at bundens filtratorer fik adgang til vandsøjens planktonalger. Sigtdybden var generelt god i sommerperioden. Saliniteten i overfladen var i forårsmånederne markant højere end sædvanligt i de indre farvande. En tidlig udstrømning fra Østersøen etablerede en kraftig lagdeling i april i det sydlige Lillebælt, hvor bundvandet først udskiftedes i oktober.

Der er et fortsat fald i fosforkoncentrationerne og en svag tendens til et fald i kvælstofkoncentrationerne. Dette har medført, at fosfor har fået en mere betydende rolle som potentiel begrænsende faktor for primærproduktionen. Dette har kun medført få økologiske ændringer. Den vigtigste er mindre og færre opblomstringer af søsalat i beskyttede fjordområder. En mulig årsag til den manglende respons er, at der ligger en betydelig pulje af fosfor i sedimenterne.

I lavvandede fjorde og kystområder var iltsvind i 1998 af begrænset udbredelse, varighed og intensitet pga. megen vind og lav vandtemperatur. I de dybe lagdelte områder var iltsvindet betydeligt mere udbredt end i de to foregående år, men kun i det sydlige Bælthav og Arkona Havet udvikledes kraftigt iltsvind. Især det sydlige Lillebælt med tilstødende dybe fjorde ramtes af et usædvanligt langvarigt og intenst iltsvind pga. langvarig lagdeling.

Biomassen af fytoplankton var generelt lav. Når den relativt høje nedbør i 1998, specielt sammenlignet med 1996 og 1997, ikke gav anledning til en højere fytoplanktonbiomasse, hænger det formodentlig sammen med den blæsende sommer, hvor en god omrøring medførte en høj græsning fra bundlevende filtratorer i de lavvandede områder og til dels lysbegrænsning.

Makroalgernes dybdeudbredelse i Kattegat var mindre i 1998 end i de to foregående tørre år, og dybdegrænserne for ålegræs fulgte et tilsvarende mønster. Den fasthæftede vegetation er således den parameter, som har responderet kraftigst i forhold til de to foregående år.

Bundfaunabiomassen var generelt lav i foråret 1998. I hvor høj grad dette skyldes en lav fødetilgang i de tørre år 1996-97, eller de naturlige svingninger i populationerne af disse flerårige organismer, der i de åbne farvande toppede i begyndelsen af 1980'erne og igen i midten af 1990'erne, kan ikke afgøres. Det forventes dog, at de gunstige produktionsforhold for bundfaunaen i 1998 vil afspejle sig i en stigning i biomassen i 1999.

6.2 Konklusion

6.2.1 Eutrofiering og relaterede effekter

1998 følger efter to tørre år

Miljøtilstanden i havet omkring Danmark bestemmes af et samspil mellem klima og menneskeskabte påvirkninger, specielt tilførsel af næringssalte fra land og atmosfæren. De to foregående år var præget af lav nedbør og lange perioder med varmt og stille vejr om sommeren. Den lave nedbør medførte, at belastningen i 1996 og 1997 med både fosfor og kvælstof kom ned i nærheden af målsætningen i Vandmiljøplan I. Den nationale overvågning af havmiljøet, fx. Ærtebjerg et al. (1998) og rapporter fra amterne udgivet i 1998, har dokumenteret, at dette medførte forbedringer af miljøet på en række punkter frem til 1997. Dog var der betydelige problemer med iltsvind på lavt vand og i fjorde, pga. de vindstille perioder om sommeren. Mest spektakulært i Mariager Fjord i 1997.

Status for 1998

Klimaet i 1998 var meget forskelligt fra de foregående år. Nedbøren var lidt over middel, og sommeren var blæsende og kølig. Dette førte ikke til nogen generel negativ udvikling i havmiljøet. Der er fortsat en række positive tendenser, fx. en fortsat nedgang i koncentrationerne af næringssalte, specielt for fosfor, og relativt lave koncentrationer af klorofyl. Der har dog været en negativ udvikling for makrovegetationen med en nedgang i dybdegrænsen for ålegræs og en tilbagegang i makroalgevegetationen på dybt vand. Der er fortsat betydelige problemer med iltsvind i de åbne havområder.

Målsætningen for havmiljøet er ikke opfyldt

Tendenserne til en generel positiv udvikling for havmiljøet skal ses på baggrund af den meget alvorlig situation i 1980'erne, som foranledigede vedtagelsen af Vandmiljøplan I. Der var således i 1998 stadig alvorlige problemer med iltsvind, makrovegetationens udbredelser er stadig mindre end forventet, og der er for høje koncentrationer af næringssalte og klorofyl. Nedbøren i 1998 var lidt over det normale, men de negative effekter af dette blev kompenseret af en blæsende sommer. I år med normal eller forhøjet nedbør og varmt og stille sommervejr må vi stadig forvente alvorlige miljøproblemer i de danske farvande, som skyldes, at tilførslen af kvælstof, både fra land og atmosfæren, er for høj. Samlet må man derfor konkludere, at målsætningen for havmiljøet ikke er opfyldt.

6.2.2 Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

Det er i år første gang, at tungmetaller og miljøfremmede stoffer rapporteres som en del af den nationale miljøovervågning. Det er derfor ikke muligt at udtale sig om en tidlig udvikling, men kun om koncentrationer og effekter. Koncentrationen af PAH'er og tungmetaller

ligger på et niveau, som ses i ikke særligt forurenede havområder. Lokalt kan der dog forekomme forhøjede niveauer. PCB findes i koncentrationer, hvor det ikke kan udelukkes, at der forekommer økologiske effekter. Dog er der enkelte områder med betydelig højere koncentrationer. TBT findes i høje koncentrationer på alle stationer, og der er betydelige økologiske effekter. Hormonelle forstyrrelser er udbredt hos hunner af flere sneglearter, hvilket kan relateres til forureningen med TBT. For rødskonks vedkommende har samtlige undersøgte hunner fra de indre danske farvande udviklet hanlige kønskarakterer.

7 Referencer

Agger, C.T. & Ærtebjerg, G. (1996): Longterm development of autumn oxygen concentrations in the Kattegat and Belt Sea area. - Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists: 29-34.

Agger, C., Kaas, H., Knipschildt, F., Brodersen, C., Dahl, K., Rasmussen, B., Jensen, J.N., Krause-Jensen, D. & Christensen, P.B. (1994): Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 177 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 117.

Andersson, L. & Rydberg, L. (1993): Exchange of water and nutrients between the Skagerrak and the Kattegat. - Estuar. Coast. Shelf Sci. 36: 159-181.

Angantyr, L., Hansen, J.B., Ditlevsen, G.H., Nielsen, J.B., Rasmussen, J., & Nielsen G. (1999): Overvågning af Øresund 1998. Frederiksborg Amt, Teknik og Miljø.

Bauer B., Fioroni P., Ide I., Liebe S., Oehlmann J., Stroben E. and Watermann B. (1995): TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: A possible indicator of tributyltin pollution. Hydrobiologia 309, s. 15-27.

Campbell, R.C. (1979): Statistics for biologists. Cambridge University Press. London.

Cappelen J. (1999): The climate of Denmark - Key Climatic Figures 1994-98. Danmarks Meteorologiske Institut.

Cleemann et al. (1999): Journal of AOAC International, 82:5, in press.

Conley, D.J. (1999): Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. Hydrobiologia, in press.

Downing, J.A., Osenberg, C.W., & Sarnelle, O. (1998): Meta-analysis of marine nutrient-enrichment experiments: Variation in the magnitude of nutrient loading. Ecology 30: 1157-1167.

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

Farrington, J.W., Goldberg, E.D., Risebrought, R.W., Martin, J.H. & Bowen, V.T. (1983): US Musselwatch 1976-1978: an overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial radionuclide data. Environ. Sci. Technol. 17: 490-496.

Fisher, T.R., Peele, E.R., Ammerman, J.W. & Harding, L.W. (1992): Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 82: 51-63.

Folketinget (1987): Beretning om vandmiljøhandlingsplan. Beretning afgivet af miljø- og planlægningsudvalget den 30. april 1987, blad nr. 817, 32 s.

Gallegos, C.L. & Jordan, T.E. (1997): Seasonal progression of factors limiting phytoplankton pigment biomass in the Rhode River estuary, Maryland (USA). II. Modeling N versus P limitation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 161: 199-212.

Gibbs, P.E., Bryan, G.W., Pascoe, P.L. & Burt, G.R. (1987): The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 67: 507-523.

Gibbs, P.E. & Bryan, G.W. (1986): Reproductive failure in populations of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, caused by imposex induced by tributyltin from antifouling paints. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 66: 767-777.

Glob, E. (1998): Miljøfremmede stoffer i havbunden. Lillebæltssamarbejdet (Fyns Amt, Sønderjyllands Amt og Vejle Amt).

Graneli, E., Wallström, K. & Larsson, K. (1990): Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea Area. *Ambio* 19: 142:151.

Grant, R., Paulsen, I., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Jørgensen, J.O., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P. (1999): Landovervågningsoplande 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 293.

Hansen P.J. (1991): Quantitative importance and trophic role of heterotrophic dinoflagellates in a coastal pelagic food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 73: 253-261.

Hansen, P.J., Bjørnsen, P.K. & Hansen, B.W. (1997): Zooplankton grazing and growth: scaling within the 2-2000 μm body size range. *Limnol. Oceanogr.* 42: 687-704.

Harding, M.J.C., Davies, I.M., Bailey, S.K. & Rodger, G.K. (1999): Survey of Imposex in Dogwhelks (*Nucella lapillus*) from North Sea Coasts. *Applied Organometallic Chemistry* 13: 521-538.

Hedal, S., Hansen, L.R., Thingberg, C. & Jensen, K.B. (1999): Overvågning af Roskilde Fjord 1998. Roskilde Amt og Frederiksborg Amt.

HELCOM (1996): Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-93; Background document. - *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 64 B: 252pp.

HELCOM (1998): The Baltic Marine Environment in 1998. Helsinki Commission Informs. Baltic Marine Environmental Protection Commission, Helsinki, Finland.

Hinga, K. (1995): Alteration of phosphorus dynamics during experimental eutrophication of enclosed marine ecosystems. *Mar. Poll. Bull.* 21: 275-280.

- Holmboe, N., Jensen, H.S. & Andersen, F.Ø. (1999): Nutrient addition bioassays as indicators of nutrient limitation of phytoplankton in an eutrophic estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 186: 95-104.
- Howarth, R.W. (1988): Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 19: 89-110.
- Huntley, M.E. & Lopez, M.D.G. (1992): Temperature dependent production of marine copepods: A global synthesis. - *Am. Nat.* 140: 201-242.
- Jensen, H. & Holmer, M. (1994): Saltvand, N og P i Hærbek fjord. *Vand & Jord* 6: 243-246.
- Kure, L.V. & Depledge, M.H. (1994): Accumulation of organotin in *Littorina littorea* and *Mya arenaria* from Danish Coastal waters. *Environmental Pollution*, 149-15.
- Kaas, H., Møhlenberg, F., Josefson, A., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Jensen, H.S., Svendsen, L.M., Windolf, J., Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K. & Foldager Pedersen, M. (1996): Marine områder. Danske Fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 205 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 179.
- Kaas, H. & Markager, S. (eds.) (1998): Teknisk anvisning for marin overvågning, NOVA.
Kap. 15, Miljøskadelige stoffer i biota
Kap. 19, Bestemmelse af imposex hos konksnegle.
- Kaas, H., Moestrup, Ø., Larsen, J. & Henriksen, P. (1999): Giftige alger og algeopblomstringer. TEMA-rapport fra DMU, 27/1999.
- Laursen, M., Deding, J. Jensen, B., Larsen, F., Platz, E. & Bendtsen, S.Å. (1999a): Vandmiljø i Limfjorden 1999. Limfjordsovervågningen. 101 s.
- Laursen, M.B., Baunsgaard, M.T., Nielsen, J.P. & Gertz F. (1999b): Marine områder. Miljøtilstand i fjordområder. Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord 1998. Ringkøbing Amt.
- Livinstone & Farrar (1984): Tissue and subcellular distribution of enzyme activities of Mixed-Function Oxygenase and Benz[a]pyrene metabolism in the common mussel *Mytilus edulis*. *The Science of the total environment* 39: 209-235.
- Madsen, P.B., Thomasen, T., Knudsen T. & Laursen J.S. (1999): Vandmiljøovervågning - Marine områder - Vadehavet. Amternes Vadehavssamarbejde (Ribe Amt og Sønderjyllands Amt).
- Markager, S., Hansen, B. & Søndergaard, M. (1994): Pelagic carbon metabolism in a eutrophic lake during a clear-water phase. - *J. Plankt. Res.* 16: 1247-1267.

Markager, S. & Sand-Jensen, K. (1994): The physiology and ecology of light-growth relationship in macroalgae. In F.E. Round/D.J. Chapman, eds.: Progress in Phycological Research. Vol. 10: 209-298. Biopress Ltd.

Matthiessen, P. & Gibbs, P.E. (1998): Critical appraisal of the evidence for tributyltin-mediated endocrine disruption in molluscs. Environ. Toxicol. and Chem. 17: 37-43.

Mensink, B.P., van Hattum, B., ten Hallers-Tjabbes, C.C., Everaarts, J.M., Kralt, H., Vethaak, A.D., & Boon, J.P. (1997): Tributyltin causes imposex in the common whelk, *Buccinum undatum*. Mechanism and occurrence. The Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), Rapport 6, Den Burg, Texel, The Netherlands.

Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447 af 5. september 1985. Bekendtgørelse om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler.

Miljøstyrelsen (1989): Miljøprojekt nr. 115. Miljøstyrelsen, 64 s.

Miljøstyrelsen (1999): Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 "NOVA 2003".

Nielsen, T. G. & Kjørboe, T. (1994): Regulation of zooplankton biomass and production in a temperate, coastal ecosystem. II Ciliates. Limnol. Oceanogr. 39: 508-519.

Nielsen, T.G. & Hansen, P.J (1999): Dyreplankton i danske farvande. TEMA-rapport fra DMU, 28/1999.

Nygaard, B., Mark, S., Baattrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J.E., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M., Rune, F., Skriver, J. & Søndergaard, M. (1999): Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling. Faglig rapport fra DMU nr. 285.

OSPAR (1998): Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC), The Hague: 25-29 November 1996, Oslo and Paris Commissions, 1998.

Ostenfeld, C. H. (1908): Aalegræssets (*Zostera marina*'s) Vækstforhold og Udbredelse i vore Farvande. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske Biologiske Station, XVI.

Oviatt, C., Doering, P., Nowicki, B., Reed, L., Cole, J. & Frithsen, J. (1995): An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 116: 171-179.

Pearce, J.B., & Thorson, G. (1967): The feeding and reproductive biology of the red whelk, *Neptunea antiqua* (L.) (Gastropoda, Prosobranchia). Ophelia 4: 277-314.

Pearson, C.R. (1982): Halogenated aromatics. I: O. Hutzinger (Ed.): The handbook of environmental chemistry, Anthropogenic compounds, Vol. 3:B: p. 90. Springer Verlag, Heidelberg, Germany.

Philips, D.J.H. (1977): The use of biological indicator organism to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - A review. *Environ. Pollut.* 13: 281-317.

QSR (1999): Quality Status Report, Oslo and Paris Commissions, in press.

Rask, N., Glob, E., Jensen, M.H., Nørgaard, F., Rasmussen, G., Holm, I.H. & Larsen, S. (1999): Kystvande 1998. VANDMILJØovervågning, Fyns Amt.

Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J., & Geertz-Hansen, O. (1994): Fytoplankton- og makrofytter i danske kystområder. 43 s. Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 30.

Sand-Jensen, K., Foldager Pedersen, M. & Krause-Jensen, D. (1997): Ålegræssets udbredelse. *Vand & Jord* 5: 210-213.

SFT (1993): Klassificering af Miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger af Miljøgifte. Statens Forureningstilsyn (SFT). Vejledning nr. 93: 03, Oslo, Norge.

Skov, H., Hertel, O., Ellermann, T. & Skjøth, C.A. (1999): Atmosfærisk deposition af kvælstof. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 289.

Stegeman, J. J. (1985): Benz[a]pyrene oxidation and microsomal enzyme activity in the mussel (*Mytilus edulis*) and other bivalve mollusc species from the Western North Atlantic. *Mar. Biol.*, 89: 21-30.

Strand, J. & Jacobsen, J. (under trykning): Imposex in the sublittoral neogastropods common whelk (*Buccinum undatum*, L.) and red whelk (*Neptunea antiqua*, L.) in Danish waters. *Marine Ecology Progress Series*.

Stroben E. (1994): Imposex und weitere effekte von chronischer TBT intoxication bei einigen Mesogastropoden und Bucciniden (Gastropoda, Prosobranchia) Göttingen: Cuvillier, 1994 Zugl: Münster (westfalen), Univ., Diss., 1993. ISBN 3-930340-47-X.

Svendsen, L.M. og Kronvang, B. (1999): Vand- og stoftilførslerne med ferskvand til marine kystafsnit. I: Bøgestrand, J. (red.): Vandløb og kilder 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 292: kapitel 11 + bilag 11.

Svendsen, L.M. og Ovesen, N.B. (1999): Klima og afstrømning. I: Bøgestrand, J. (red.): Vandløb og kilder 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 292: kapitel 2 + bilag 2.

Sørensen, H.M., Andersen, F., Hansen, L.E., Sømod, F., Larsen, J.E., Jensen, C. & Larsen, E. (1999): Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 1998. Tilstand og udvikling. Århus Amt og Nordjyllands Amt.

Weichart, G. (1992): Oxygen in the western Baltic Sea - A trend analysis. - ICES C:M. 1992/E:17.

Yamaguchi, M., Itakura, S., Nagasaki K., Matsuyama, Y., Uchida, T. & Imai, I. (1997): Effects of temperature and salinity on the growth of the red tide flagellates *Heterocapsa circularisquama* (Dinophyceae) and *Chattonella verruculosa* (Raphidophyceae). *Journal of Plankton Research* 19: 1167-1174.

Ærtebjerg, G., Sandbeck, P., Agger, C.T., Rasmussen, B., Kaas, H., Jensen, J.N., Krause-Jensen, D. & Christensen, P.B. (1993): Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 89.

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.

Århus Amt (1996): Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i Århus Amt, Fase 1, 1996. Århus Amt, Natur og Miljø.

Århus Amt (1998): Miljøfremmede stoffer i Århus Amt, Fase 2 og 3, 1997-1998. Århus Amt, Natur og Miljø.

8 Bilag

Bilag 1 Oversigt over rapporter fra amterne

Amt	Rapport
Bornholms Amt	Vandmiljøovervågning - Kystvande 1998
Frederiksborg Amt	Overvågning af det sydlige Kattegat 1998
Fyns Amt	Kystvande 1998
Ringkøbing Amt	Vandmiljø overvågning - Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord 1998
Storstrøms Amt	Havmiljø 1998
Sønderjyllands Amt	Vandmiljøovervågning 1998 - Aabenraa Fjord, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord
Vejle Amt	Overvågning af kystvande 1998
Vestsjællands Amt	Fjorde, kystnære områder og åbne farvande 1998
Århus Amt	Århus Bugt 1998
Århus Amt	Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 1998 - Tilstand og udvikling
Fællesrapporter:	
Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Københavns Kommune & Roskilde Amt	Overvågning af Øresund 1998
Frederiksborg Amt, Roskilde Amt & Vestsjællands Amt	Isefjord 1998
Nordjyllands Amt, Ribe Amt & Ringkøbing Amt	Åben farvande langs Vestkysten 1998
Lillebæltsamarbejdet: Fyns Amt, Sønderjyllands Amt & Vejle Amt	Lillebælt 1998
Limfjordsovervågningen: Ringkøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt	Vandmiljø i Limfjorden 1998
Roskilde Amt & Frederiksborg Amt	Overvågning af Roskilde Fjord 1998
Ribe Amt & Sønderjyllands Amt	Marine områder - Vadehavet

Bilag 2

Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger i 1998 (bilag 2.1), for 1989 til 1998 (bilag 2.2) samt kildefordelingen hertil (for kvælstof og fosfortilførslen) (bilag 2.3)

Bilag 2.1

Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger i 1998

Månedsvandtransport (mio. m³) i 1998

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	481	408	528	414	299	209	251	271	288	684	677	521	5031
Skagerrak	44	42	36	38	17	19	21	21	18	71	42	46	415
Kattegat	528	498	560	493	309	268	280	272	272	679	631	601	5392
Nordlige Bælthav	120	84	137	118	52	26	25	22	23	120	143	115	986
Lillebælt	169	111	178	137	61	33	37	39	48	219	232	154	1419
Storebælt	206	153	236	220	70	28	24	18	16	92	194	180	1436
Øresund	39	46	58	55	16	9	13	13	15	40	51	48	403
Sydlig Bælthav	20	8	19	16	2	1	1	0	0	3	9	8	86
Østersøen	60	43	59	49	8	5	4	3	8	26	73	52	388
Danmark	1667	1392	1811	1541	833	597	656	659	689	1934	2053	1724	15557

Månedstilførsel af kvælstof til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger (ton) i 1998

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	2902	2040	2690	1793	1100	661	762	834	1034	2730	2821	2176	21543
Skagerrak	492	405	307	276	91	91	104	91	87	459	285	299	2987
Kattegat	4377	4016	4059	3389	1526	1218	1245	1369	1374	3974	3539	3544	33631
Nordlige Bælthav	1529	860	1297	959	332	138	112	101	106	1165	1404	896	8901
Lillebælt	1983	1077	1681	1006	365	140	135	135	212	1237	1659	1034	10663
Storebælt	3212	2052	2245	1681	345	131	109	88	93	799	1560	1797	14113
Øresund	479	589	625	466	176	155	189	182	215	384	390	390	4241
Sydlig Bælthav	339	101	216	178	12	1	1	1	1	6	58	71	985
Østersøen	765	464	578	511	94	39	27	21	54	304	615	392	3862
Total	16078	11604	13698	10260	4041	2575	2685	2821	3176	11060	12330	10598	100926

Månedstilførsel af nitrat-nitrit kvælstof til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger (ton) i 1998

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	2616	1733	2318	1550	941	553	625	696	859	2505	2411	1677	18485
Skagerrak	384	322	270	250	76	73	84	78	74	418	259	253	2540
Kattegat	3721	3381	3618	2987	1335	1069	1064	1172	1193	3357	3018	2962	28877
Nordlige Bælthav	1400	773	1224	820	269	108	89	73	78	963	1202	782	7781
Lillebælt	1787	956	1485	875	298	103	94	90	127	1020	1421	876	9131
Storebælt	3003	1829	2038	1516	276	105	87	72	75	687	1401	1591	12680
Øresund	404	508	539	404	148	128	153	146	167	300	310	308	3517
Sydlig Bælthav	319	96	216	173	10	1	1	1	1	5	58	70	951
Østersøen	814	525	633	492	75	41	22	17	46	269	572	359	3866
Total	14448	10125	12340	9066	3428	2180	2219	2344	2620	9525	10653	8879	87828

Månedstilførsel af fosfor til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger (ton) i 1998

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	50	52	65	40	25	17	21	21	24	70	63	60	506
Skagerrak	7	7	6	6	5	6	6	5	4	14	8	10	84
Kattegat	73	76	72	67	47	45	50	52	49	101	87	108	828
Nordlige Bælthav	20	12	21	19	14	7	7	7	7	35	26	20	195
Lillebælt	27	26	40	21	16	13	15	14	17	49	40	29	305
Storebælt	44	34	33	36	17	16	16	13	13	35	39	40	335
Øresund	23	25	25	23	20	21	23	21	21	28	27	24	283
Sydlig Bælthav	3	1	3	2	0	0	0	0	0	1	2	1	16
Østersøen	7	5	8	7	5	5	3	2	3	11	12	7	77
Total	254	238	274	222	149	130	140	135	139	345	305	300	2630

Månedstilførsel af orthofosfat fosfor til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger (ton) i 1998

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	14	12	16	11	8	6	7	10	10	26	21	15	155
Skagerrak	4	4	3	3	3	3	4	3	3	7	4	5	45
Kattegat	37	37	34	33	26	28	31	30	29	59	46	48	437
Nordlige Bælthav	9	6	7	5	4	4	4	4	4	17	15	9	87
Lillebælt	14	11	12	10	8	7	8	8	9	22	19	13	141
Storebælt	26	20	20	18	13	13	13	11	11	23	25	25	216
Øresund	19	19	19	18	17	18	19	18	18	21	20	19	226
Sydlig Bælthav	1	1	2	1	0	0	0	0	0	1	2	1	10
Østersøen	4	3	3	5	5	4	3	2	2	5	5	4	45
Total	127	112	115	104	82	84	89	87	87	180	158	139	1363

Månedstilførsel af BOD₅ til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger (ton) i 1998

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	538	569	670	489	374	260	300	262	278	672	556	502	5470
Skagerrak	155	184	139	154	109	119	111	94	93	220	180	249	1807
Kattegat	1280	1295	1324	1516	854	774	723	683	728	1579	1484	1899	14138
Nordlige Bælthav	250	201	372	460	253	123	96	112	118	301	306	242	2834
Lillebælt	344	240	411	429	209	137	148	172	190	398	402	284	3364
Storebælt	1029	926	1013	1097	790	736	700	689	697	902	988	952	10519
Øresund	176	204	214	247	154	156	161	149	159	207	204	201	2231
Sydlig Bælthav	25	11	31	44	9	3	3	3	3	3	9	8	150
Østersøen	71	62	105	172	44	27	21	18	21	89	131	115	877
Total	3867	3691	4279	4607	2796	2334	2262	2182	2287	4372	4261	4452	41390

Bilag 2.2

Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger for 1989 til 1998

Afstrømning	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	4083	4987	4240	4554	4600	6178	5356	2837	3100	5031	4497
2. Skagerrak	253	350	292	297	270	466	363	244	245	415	319
3. Kattegat	4272	5143	4528	4493	4560	6711	5531	3454	3610	5392	4769
4. Nordlige Bælthav	543	890	734	698	940	1373	961	377	478	986	798
5. Lillebælt	732	1059	903	969	1170	1652	1244	580	628	1419	1036
6. Storebælt	703	1115	1296	1065	1590	2156	1462	372	471	1436	1167
7. Øresund	214	282	353	244	380	504	375	135	165	403	305
8. Sydlige Bælthav	41	86	83	73	110	119	79	29	36	86	74
9. Bornholm	188	175	274	238	340	430	254	163	153	388	260
Danmark	11029	14087	12703	12631	13960	19589	15625	8191	8886	15557	13226

% af samlet afstrømning	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98	% af oplands-areal	op-lands-areal
1. Nordsøen	37,0	35,4	33,4	36,1	33,0	31,5	34,3	34,6	34,9	32,3	34,0	25,1	10811
2. Skagerrak	2,3	2,5	2,3	2,4	1,9	2,4	2,3	3,0	2,8	2,7	2,4	2,6	1102
3. Kattegat	38,7	36,5	35,6	35,6	32,7	34,3	35,4	42,2	40,6	34,7	36,1	36,8	15826
4. Nordlige Bælthav	4,9	6,3	5,8	5,5	6,7	7,0	6,2	4,6	5,4	6,3	6,0	7,3	3135
5. Lillebælt	6,6	7,5	7,1	7,7	8,4	8,4	8,0	7,1	7,1	9,1	7,8	7,8	3369
6. Storebælt	6,4	7,9	10,2	8,4	11,4	11,0	9,4	4,5	5,3	9,2	8,8	12,6	5415
7. Øresund	1,9	2,0	2,8	1,9	2,7	2,6	2,4	1,6	1,9	2,6	2,3	4,0	1737
8. Sydlige Bælthav	0,4	0,6	0,7	0,6	0,8	0,6	0,5	0,4	0,4	0,6	0,6	1,0	421
9. Bornholm	1,7	1,2	2,2	1,9	2,4	2,2	1,6	2,0	1,7	2,5	2,0	2,8	1205
Danmark	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	43022

Kvælstoftilførsel (ton) (*)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	17425	23232	19730	25617	22100	27700	21560	12172	12237	21513	20329
2. Skagerrak	2473	3641	2762	3931	2400	3600	2610	1699	1608	2979	2770
3. Kattegat	27154	34338	28922	32567	31900	42700	33110	18965	19988	33630	30327
4. Nordlige Bælthav	5484	9219	6776	7816	9700	10800	6580	3008	3528	8851	7176
5. Lillebælt	7740	11584	8985	10567	10600	12900	8440	4001	4459	10615	8989
6. Storebælt	8335	15231	12843	12859	17500	17400	11300	2620	3785	13960	11583
7. Øresund	7227	11161	7327	6433	8000	7700	5980	3165	2562	4241	6380
8. Sydlige Bælthav	617	1185	867	1080	1270	1100	770	294	214	985	838
9. Bornholm	2178	2435	3484	3322	4350	4500	2500	1623	1505	3861	2976
Danmark	78633	112026	91696	104192	107820	128400	92850	47548	49886	100635	91369

Kvælstof: samlet belastning (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	22,2	20,7	21,5	24,6	20,5	21,6	23,2	25,6	24,5	21,4	22,2
2. Skagerrak	3,1	3,3	3,0	3,8	2,2	2,8	2,8	3,6	3,2	3,0	3,0
3. Kattegat	34,5	30,7	31,5	31,3	29,6	33,3	35,7	39,9	40,1	33,4	33,2
4. Nordlige Bælthav	7,0	8,2	7,4	7,5	9,0	8,4	7,1	6,3	7,1	8,8	7,9
5. Lillebælt	9,8	10,3	9,8	10,1	9,8	10,0	9,1	8,4	8,9	10,5	9,8
6. Storebælt	10,6	13,6	14,0	12,3	16,2	13,6	12,2	5,5	7,6	13,9	12,7
7. Øresund	9,2	10,0	8,0	6,2	7,4	6,0	6,4	6,7	5,1	4,2	7,0
8. Sydlige Bælthav	0,8	1,1	0,9	1,0	1,2	0,9	0,8	0,6	0,4	1,0	0,9
9. Bornholm	2,8	2,2	3,8	3,2	4,0	3,5	2,7	3,4	3,0	3,8	3,3
Danmark	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100,0

Fosfortilførsel (ton) (*)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	1416	981	760	590	514	730	583	301	298	503	668
2. Skagerrak	224	280	236	177	134	200	141	69	67	81	161
3. Kattegat	1476	1566	1032	916	850	1250	916	600	613	828	1005
4. Nordlige Bælthav	523	413	236	191	225	310	197	118	112	190	252
5. Lillebælt	834	787	557	464	326	390	329	180	159	300	433
6. Storebælt	598	879	555	459	432	460	278	197	171	318	435
7. Øresund	1563	1514	1240	1023	986	1000	765	460	357	283	919
8. Sydlige Bælthav	55	56	29	22	24	24	23	16	8	16	27
9. Bornholm	145	192	145	164	130	130	90	68	43	77	118
Danmark	6834	6668	4790	4006	3621	4494	3322	2009	1828	2596	4017

Fosfor: samlet belastning (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	20,7	14,7	15,9	14,7	14,2	16,2	17,5	15,0	16,3	19,4	16,6
2. Skagerrak	3,3	4,2	4,9	4,4	3,7	4,5	4,2	3,4	3,7	3,1	4,0
3. Kattegat	21,6	23,5	21,5	22,9	23,5	27,8	27,6	29,9	33,5	31,9	25,0
4. Nordlige Bælthav	7,7	6,2	4,9	4,8	6,2	6,9	5,9	5,9	6,1	7,3	6,3
5. Lillebælt	12,2	11,8	11,6	11,6	9,0	8,7	9,9	9,0	8,7	11,6	10,8
6. Storebælt	8,8	13,2	11,6	11,5	11,9	10,2	8,4	9,8	9,4	12,2	10,8
7. Øresund	22,9	22,7	25,9	25,5	27,2	22,3	23,0	22,9	19,5	10,9	22,9
8. Sydlige Bælthav	0,8	0,8	0,6	0,5	0,7	0,5	0,7	0,8	0,4	0,6	0,7
9. Bornholm	2,1	2,9	3,0	4,1	3,6	2,9	2,7	3,4	2,4	3,0	2,9
Danmark	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

(*) eksklusiv havbrug

Bilag 2.3

Kildefordeling for de samlede kvælstof- og fosfortilførsler til de marine kystafsnit 1989 til 1998

De diffuse udledninger inkluderer udledninger fra spredt bebyggelse til ferskvand.

KVÆLSTOF											
Diffuse udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	72,6	83,1	83,8	86,5	88,5	91,2	89,1	85,4	85,3	91,0	86,1
2. Skagerrak	60,7	74,9	66,3	54,9	79,1	86,4	80,4	85,6	86,7	92,1	75,5
3. Kattegat	78,2	85,2	85,1	88,8	88,0	90,8	90,2	86,2	88,0	91,5	87,5
4. Nordlige Bælthav	60,7	78,4	75,8	81,5	89,7	91,4	85,2	75,8	78,5	90,1	82,6
5. Lillebælt	58,7	76,4	75,9	81,3	89,7	90,3	87,6	81,4	84,7	91,1	82,4
6. Storebælt	67,5	83,7	82,1	82,7	90,3	92,4	89,4	61,5	77,6	92,3	85,4
7. Øresund	16,7	47,7	24,8	24,4	40,0	38,6	26,8	13,2	26,9	61,9	33,6
8. Sydlige Bælthav	70,3	84,6	90,4	94,2	94,5	88,7	94,7	83,8	85,5	95,0	89,6
9. Bornholm	76,9	79,4	84,6	81,6	89,7	92,2	88,0	90,0	90,9	95,1	87,4
Danmark	66,4	78,9	77,4	80,7	85,2	87,9	84,9	78,8	82,5	90,3	81,9
Punktkilder ferskvand (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	16,0	9,2	8,0	8,3	8,7	7,0	8,3	12,0	11,8	8,1	9,3
2. Skagerrak	6,9	4,5	5,5	3,9	3,8	2,5	5,8	7,9	5,4	4,1	4,7
3. Kattegat	10,8	7,8	7,9	6,9	6,0	4,8	5,5	8,1	7,1	5,4	6,8
4. Nordlige Bælthav	26,5	15,1	18,3	13,5	7,6	5,8	7,5	12,8	10,8	6,1	11,6
5. Lillebælt	10,3	6,4	7,3	7,0	4,9	4,2	6,0	9,2	7,6	4,9	6,4
6. Storebælt	12,1	6,9	7,5	6,8	4,1	3,6	4,4	18,9	9,2	4,4	6,2
7. Øresund	5,8	3,9	6,3	5,5	3,8	4,2	4,2	5,2	7,8	5,8	5,0
8. Sydlige Bælthav	5,4	3,6	5,7	2,3	1,8	2,2	2,7	8,2	9,8	4,0	3,6
9. Bornholm	4,8	4,1	2,4	1,4	1,6	1,1	2,0	3,2	3,2	2,4	2,4
Danmark	12,3	7,8	8,1	7,3	5,9	4,9	6,0	9,7	8,6	5,7	7,3
Direkte udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	11,5	7,7	8,2	5,2	2,7	1,8	2,6	2,5	3,0	1,0	4,6
2. Skagerrak	32,3	20,6	28,2	41,3	17,1	11,1	13,8	6,4	7,9	3,9	19,7
3. Kattegat	11,0	7,0	7,1	4,4	6,0	4,4	4,3	5,7	4,9	3,1	5,7
4. Nordlige Bælthav	12,8	6,5	5,9	5,0	2,7	2,8	7,3	11,4	10,7	3,8	5,8
5. Lillebælt	31,0	17,3	16,9	11,7	5,5	5,4	6,4	9,4	7,7	4,0	11,3
6. Storebælt	20,4	9,4	10,4	10,6	5,6	4,0	6,2	19,6	13,2	3,3	8,4
7. Øresund	77,5	48,4	68,9	70,1	56,1	57,1	69,1	81,6	65,3	32,3	61,5
8. Sydlige Bælthav	24,3	11,8	3,9	3,5	3,7	9,1	2,6	8,0	4,7	1,0	6,8
9. Bornholm	18,4	16,4	13,0	16,9	8,7	6,7	10,0	6,8	5,9	2,5	10,2
Danmark	21,3	13,3	14,4	12,0	8,9	7,2	9,1	11,5	9,0	4,0	10,8
Punktkilder i alt (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
Nordsøen	27,4	16,9	16,2	13,5	11,5	8,8	10,9	14,6	14,7	9,0	13,9
Skagerrak	39,3	25,1	33,7	45,1	20,9	13,6	19,6	14,4	13,3	7,9	24,5
Kattegat	21,8	14,8	14,9	11,2	12,0	9,2	9,8	13,8	12,0	8,5	12,5
Nordlige Bælthav	39,3	21,6	24,2	18,5	10,3	8,6	14,8	24,2	21,5	9,9	17,4
Lillebælt	41,3	23,6	24,1	18,7	10,3	9,7	12,4	18,6	15,3	8,9	17,6
Storebælt	32,5	16,3	17,9	17,3	9,7	7,6	10,6	38,5	22,4	7,7	14,6
Øresund	83,3	52,3	75,2	75,6	60,0	61,4	73,2	86,8	73,1	38,1	66,4
Sydlige Bælthav	29,7	15,4	9,6	5,8	5,5	11,3	5,3	16,2	14,5	5,0	10,4
Bornholm	23,1	20,6	15,4	18,4	10,3	7,8	12,0	10,0	9,1	4,9	12,6
Danmark	33,6	21,1	22,6	19,3	14,8	12,1	15,1	21,2	17,5	9,7	18,1

FOSFOR

Diffuse udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	11,6	11,8	28,2	37,1	53,1	64,4	62,8	39,2	45,7	56,1	35,3
2. Skagerrak	11,4	41,7	18,6	22,6	33,6	53,5	46,1	60,9	62,3	61,7	35,9
3. Kattegat	19,6	43,8	35,1	42,5	44,5	60,5	58,2	52,0	54,0	55,7	44,8
4. Nordlige Bælthav	0,2	5,3	32,2	29,3	48,9	61,0	49,2	33,9	35,4	52,6	29,0
5. Lillebælt	15,7	28,4	26,2	33,0	49,4	60,5	55,9	41,1	48,6	56,7	36,0
6. Storebælt	0,0	40,1	24,5	29,2	39,4	58,0	43,2	32,0	35,8	47,5	33,4
7. Øresund	5,2	16,9	2,7	2,2	2,7	6,5	13,3	1,3	1,8	11,0	6,8
8. Sydlige Bælthav	11,9	17,3	37,9	59,1	50,0	62,5	65,2	37,5	19,2	43,8	35,1
9. Bornholm	5,8	45,9	35,2	22,6	25,4	47,7	0,0	50,0	43,6	59,7	32,0
Danmark	10,3	28,0	22,4	26,5	33,4	48,2	44,6	34,6	39,0	50,0	30,6

% punktkilder ferskvand	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	30,7	37,2	33,8	40,3	38,3	28,8	31,6	51,5	47,9	39,2	35,7
2. Skagerrak	27,9	19,0	21,6	22,6	12,7	6,5	10,6	17,4	15,3	19,8	18,0
3. Kattegat	45,7	30,7	35,5	25,0	29,6	19,5	23,7	28,5	26,8	29,2	30,3
4. Nordlige Bælthav	64,1	58,4	50,8	46,6	36,9	22,9	26,9	36,4	38,7	38,4	45,8
5. Lillebælt	23,7	20,8	23,2	22,4	20,2	19,0	20,1	23,9	25,0	26,7	22,3
6. Storebælt	46,6	28,1	38,0	27,9	28,5	22,4	28,8	32,5	31,4	33,0	32,1
7. Øresund	7,6	7,2	7,7	6,2	6,7	6,5	6,3	6,5	10,8	17,0	7,4
8. Sydlige Bælthav	15,3	16,6	34,5	13,6	25,0	20,8	21,7	31,3	55,8	50,0	23,5
9. Bornholm	31,5	16,6	9,7	4,3	11,5	6,2	11,1	14,7	19,2	23,4	14,2
Danmark	31,5	25,5	26,2	22,5	22,8	17,6	20,4	26,5	27,6	30,3	25,2

% direkte udledninger	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
1. Nordsøen	57,7	51,0	38,0	22,5	8,6	6,8	5,7	9,3	6,4	4,8	29,0
2. Skagerrak	60,7	39,3	59,7	54,8	53,7	40,0	43,3	21,7	22,4	18,5	46,1
3. Kattegat	34,8	25,5	29,5	32,5	25,9	20,0	18,1	19,5	19,2	15,1	25,0
4. Nordlige Bælthav	35,8	36,3	16,9	24,1	14,2	16,1	23,9	29,7	25,9	8,9	25,2
5. Lillebælt	60,7	50,8	50,6	44,6	30,4	20,5	24,0	35,0	26,4	16,7	41,7
6. Storebælt	53,3	31,9	37,5	42,9	32,2	19,6	28,1	35,5	32,7	19,5	34,5
7. Øresund	87,2	76,0	89,6	91,7	90,6	87,0	80,4	92,2	87,4	72,1	85,7
8. Sydlige Bælthav	72,7	66,1	27,6	27,3	25,0	16,7	13,0	31,3	25,0	6,3	41,4
9. Bornholm	62,8	37,5	55,2	73,2	63,1	46,2	88,9	35,3	37,2	16,9	53,8
Danmark	58,1	46,5	51,4	51,0	43,8	34,1	35,0	38,9	33,3	19,7	44,2

Punktkilder i alt (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1989-98
Nordsøen	88,4	88,2	71,8	62,9	46,9	35,6	37,2	60,8	54,3	43,9	64,7
Skagerrak	88,6	58,3	81,4	77,4	66,4	46,5	53,9	39,1	37,7	38,3	64,1
Kattegat	80,4	56,2	64,9	57,5	55,5	39,5	41,8	48,0	46,0	44,3	55,2
Nordlige Bælthav	99,8	94,7	67,8	70,7	51,1	39,0	50,8	66,1	64,6	47,4	71,0
Lillebælt	84,3	71,6	73,8	67,0	50,6	39,5	44,1	58,9	51,4	43,3	64,0
Storebælt	100,0	59,9	75,5	70,8	60,6	42,0	56,8	68,0	64,2	52,5	66,6
Øresund	94,8	83,1	97,3	97,8	97,3	93,5	86,7	98,7	98,2	89,0	93,2
Sydlige Bælthav	88,1	82,7	62,1	40,9	50,0	37,5	34,8	62,5	80,8	56,3	64,9
Bornholm	94,2	54,1	64,8	77,4	74,6	52,3	100,0	50,0	56,4	40,3	68,0
Danmark	89,7	72,0	77,6	73,5	66,6	51,8	55,4	65,4	61,0	50,0	69,4

Bilag 3

Tilførslen af kvælstof (bilag 3.1), fosfor (bilag 3.2) og BOD₅ (bilag 3.3) til 1. og 2. ordens kystafsnit i 1998 via vandløb og direkte udledninger og kilderne hertil

Bilag 3.1

Tilførslen af kvælstof til 1. og 2. ordens marine kystafsnit i 1998 via vandløb og direkte udledninger, kilderne hertil, retention i ferskvand, oplandstab, den diffuse tilførsel (inklusive retention), ferskvandsafstrømningen samt de vandføringsvægtede koncentrationer

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb, kg	Direkte udledninger, kg	Samlet tilførsel, kg	Retention, kg	Brutto-tilførsel, kg	Diffuse inkl. ret. og spredt bebyg.	Baggrundsbidrag (en del af diffus tilf.)	Punktkilder ferskvand, kg	% diffus	% punktkilder ferskvand	% direkte punktkilder	Oplandsstab, kg/ha	Åbent land, inkl. ret., kg/ha	Afstrømning, mio. m ³	Vandføringsvægtet konc., mg/l
11	172	476279	396	476675	239365	716040	704901	50121	10834	98,4	1,5	0,1	27,7	41,0	74	6,5
12	1636	2891795	26013	2917808	221315	3139123	2821663	476646	325202	89,9	9,3	0,8	17,7	17,3	788	3,7
13	3479	5529865	39466	5569331	881378	6450709	5914030	1013769	547313	91,7	7,7	0,6	15,9	17,0	1574	3,5
14	270	353514	0	353514	37780	391294	389940	78669	4102	99,7	0,3	0,0	13,1	14,4	39	9,0
15	85	9730	0	9730	9709	19439	19439	24842	0	100,0	0,0	0,0	1,1	2,3	21	0,5
16	5181	12039504	176714	12216218	439326	12655544	11725795	1509854	844881	92,7	6,0	1,4	23,2	22,6	2535	4,8
21	492	1173047	1323	1174370	29347	1203717	1175506	143232	33838	97,7	2,2	0,1	23,9	23,9	182	6,5
22	567	1538557	68689	1607246	23030	1630276	1521330	165320	53197	93,3	2,5	4,2	27,1	26,8	217	7,4
23	43	151593	53831	205424	5557	210981	123500	12530	33678	58,5	15,9	25,5	35,3	28,7	17	12,4
30	138	287072	7319	294391	1714	296105	288786	40306	220	97,5	0,0	2,5	20,8	20,9	40	7,3
31	86	196043	20359	216402	513563	729965	700188	24950	9996	95,9	1,3	2,8	22,9	81,8	28	7,6
32	1961	3755453	78297	3833750		3833750	3494523	571406	297122	91,2	6,8	2,0	19,2	17,8	477	8,0
33	42	92132	3316	95448	7827	103275	99242	12309	2499	96,1	0,7	3,2	21,8	23,5	11	8,9
34	727	1290615	41119	1331734	181520	1513254	1431983	211740	50951	94,6	2,7	2,7	17,8	19,7	235	5,7
35	3499	5451888	20505	5472393	1895091	7367484	6811831	1019609	592986	92,5	7,3	0,3	15,6	19,5	1362	4,0
36	743	1643492	64625	1708117	69904	1778021	1664566	216618	60672	93,6	2,7	3,6	22,1	22,4	189	9,0
37	7604	17171455	341494	17512949	2193257	19706207	18732682	2215806	762344	95,1	3,2	1,7	22,6	24,6	2631	6,7
38	522	1491965	15230	1507195	20774	1527969	1493308	151983	27980	97,7	1,3	1,0	28,6	28,6	233	6,5
39	537	1218291	439876	1658167	25562	1683729	1231525	156566	19901	73,1	0,7	26,1	22,7	22,9	184	9,0
40	131	583056	17124	600180		600180	564676	38194	18709	94,1	3,1	2,9	44,5	43,1	33	18,1
41	296	548611	4019	552630	401749	954379	937099	86167	24288	98,2	1,4	0,4	18,6	31,7	80	6,9
42	1191	3312822	166680	3479502	121786	3601288	3211108	347148	260531	89,2	6,2	4,6	27,8	27,0	428	8,1
43	777	2682179	96367	2778546	58371	2836917	2694792	226432	79569	95,0	1,6	3,4	34,5	34,7	250	11,1
44	657	1259911	97985	1357896	168628	1526524	1287581	191543	157214	84,3	9,2	6,4	19,2	19,6	172	7,9
45	59	130699	1107	131806	7781	139587	138461	17312	1827	99,2	0,0	0,8	22,0	23,3	23	5,8
51	1047	2905143	14830	2919973	102600	3022573	2798454	304997	255305	92,6	6,9	0,5	27,8	26,7	468	6,2
52	508	1602947	155039	1757986	55053	1813039	1603469	148145	71613	88,4	3,0	8,6	31,5	31,5	267	6,6
53	231	728787	15606	744393	53878	798270	776036	67386	12833	97,2	0,8	2,0	31,5	33,6	104	7,1
54	508	1231902	56824	1288726	101644	1390370	1297951	147900	52828	93,4	2,6	4,1	24,3	25,6	182	7,1
55	94	292957	8862	301819	61211	363030	342676	27380	14594	94,4	3,2	2,4	31,2	36,5	34	8,9
56	289	660167	61106	721273	30582	751855	679980	84229	27683	90,4	1,4	8,1	22,8	23,5	94	7,6
57	207	848949	34209	883158	17395	900553	840746	60320	37628	93,4	2,8	3,8	41,0	40,6	113	7,8
58	258	948219	95775	1043994	48214	1092208	983665	75272	21277	90,1	1,2	8,8	36,7	38,1	81	12,9
59	239	970108	31681	1001789	31137	1032926	984683	69639	24457	95,3	1,6	3,1	40,6	41,2	75	13,4
61	1211	2538709	167759	2706468	1123563	3830031	3550995	352903	154166	92,7	2,9	4,4	21,0	29,3	256	10,6
62	2348	5497727	196699	5694426	1412893	7107320	6683161	684123	318815	94,0	3,2	2,8	23,4	28,5	564	10,1
63	281	741844	78894	820738	21670	842408	746101	81755	28693	88,6	2,1	9,4	26,4	26,6	70	11,8
64	445	1285285	81400	1366685	40621	1407306	1309317	129559	33336	93,0	1,2	5,8	28,9	29,4	112	12,1
65	436	1630107	22926	1653033	39152	1692185	1666570	126975	22815	98,5	0,2	1,4	37,4	38,2	182	9,1
66	289	967735	30625	998360	16139	1014499	975508	84086	19036	96,2	0,8	3,0	33,5	33,8	143	7,0

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb, kg	Direkte udledninger, kg	Samlet tilførsel, kg	Retention, kg	Brutto-tilførsel, kg	Diffuse inkl. ret. og spredt bebyg.	Baggrundsbidrag (en del af diffus tilførs.)	Punktkilder ferskvand, kg	% diffus	% punktkilder ferskvand	% direkte punktkilder	Oplands tab, kg/ha	Åbent land inkl. ret., kg/ha	Afstrømning, mio. m ³	Vandføringsvægtet konc., mg/l
67	398	830586	42422	873008	25086	898094	836936	115852	34664	93,2	2,1	4,7	20,9	21,1	109	8,0
71	995	2195795	573978	2769773	120104	2889876	2217067	289928	121144	76,7	3,4	19,9	22,1	22,3	212	13,1
72	466	347023	731971	1078994	462760	1541754	712127	135743	101315	46,2	6,3	47,5	7,4	15,3	133	8,1
73	248	329032	62846	391878	478632	870510	784218	72366	24601	90,1	2,7	7,2	13,2	31,6	58	6,7
81	40	154792	1779	156571	9004	165575	162787	11595	3819	98,3	0,6	1,1	38,9	40,9	17	9,4
82	382	820169	8473	828642	18207	846849	814704	111192	35278	96,2	2,8	1,0	21,5	21,4	69	11,9
91	588	1775274	71437	1846711	0	1846711	1763492	171343	28854	95,5	0,6	3,9	30,2	30,0	220	8,4
92	106	292010	3249	295259	5313	300572	293930	31002	6574	97,8	1,1	1,1	27,4	27,6	23	12,9
93	512	1698048	22471	1720519	24955	1745474	1684540	149284	57408	96,5	2,2	1,3	33,1	32,9	145	11,9
Danmark	43020	96572882	4352715	100925597	11854150	112779747	103687570	12536046	5728590	91,9	4,2	3,9	22,4	24,1	15557	6,5
Nord-søen	10823	21300687	242589	21543276	1828873	23372148	21575767	3153901	1732332	92,3	6,6	1,0	19,7	19,9	5031	4,3
Skagerak	1102	2863197	123843	2987040	57934	3044974	2820336	321082	120713	92,6	3,3	4,1	26,0	25,6	415	7,2
Kattegat	15859	32598406	1032140	33630546	4909213	38539759	35948634	4621292	1824671	93,3	4,0	2,7	20,6	22,7	5392	6,2
N. Bælthav	3112	8517278	383282	8900560	758315	9658875	8833717	906796	542138	91,5	4,6	4,0	27,4	28,4	986	9,0
Lillebælt	3381	10189179	473932	10663111	501715	11164826	10307662	985267	518218	92,3	3,4	4,2	30,1	30,5	1419	7,5
Storebælt	5406	13491993	620725	14112718	2679125	16791843	15768588	1575253	611525	93,9	2,4	3,7	25,0	29,2	1436	9,7
Øresund	1709	2871850	1368795	4240645	1061496	5302140	3713412	498038	247060	70,0	4,1	25,8	16,8	21,7	403	10,5
S. Bælthav	421	974960	10252	985212	27211	1012424	977491	122787	39097	96,5	2,4	1,0	23,1	23,2	86	11,4
Østersøen	1207	3765332	97157	3862489	30268	3892757	3741962	351629	92836	96,1	1,4	2,5	31,2	31,0	388	9,9
Danmark	43020	96572882	4352715	100925597	11854150	112779747	103687570	12536046	5728590	91,9	4,2	3,9	22,4	24,1	15557	6,5

Bilag 3.2

Tilførslen af fosfor til 1. og 2. ordens marine kystafsnit i 1998 via vandløb og direkte udledninger, kilderne hertil, retention i ferskvand, oplandstab, den diffuse tilførsel (inklusiv retention), ferskvandsafstrømningen samt de vandføringsvægtede koncentrationer

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb, kg	Direkte udledninger, kg	Samlet tilførsel, kg	Retention, kg	Brutto-tilførsel, kg	Diffuse inkl. ret. og spredt bebyg.	Baggrundsbidrag (en del af diffus tilførsel)	Punktkilder ferskvand, kg	% punktkilder diffus	% punktkilder ferskvand	% direkte punktkilder	Oplandsstab, kg/ha	Åbent land, inkl. ret., kg/ha	Afstrømning, mio. m ³	Vandføringsvægtet konc., mg/l
11	172	6904	99	7003	1167	8170	6754	1245	1338	82,7	16,1	1,2	0,40	0,39	74	0,095
12	1636	60330	16382	76712	1079	77791	36020	11839	33065	46,3	32,6	21,1	0,37	0,22	788	0,097
13	3479	113477	4324	117801	4298	122099	74169	25181	55035	60,7	35,7	3,5	0,33	0,21	1574	0,075
14	270	9212	0	9212	184	9397	9261	1954	761	98,6	1,4	0,0	0,34	0,34	39	0,235
15	85	939	0	939	47	986	986	617	0	100,0	0,0	0,0	0,11	0,12	21	0,044
16	5181	288146	6627	294773	1883	296656	203950	37503	107241	68,7	29,0	2,2	0,56	0,39	2535	0,116
21	492	27413	336	27749	143	27892	24050	3558	5086	86,2	12,6	1,2	0,56	0,49	182	0,153
22	567	35033	12328	47361	112	47473	29946	4106	8142	63,1	11,0	26,0	0,62	0,53	217	0,219
23	43	4081	5001	9082	27	9109	1778	311	2336	19,5	25,6	54,9	0,95	0,41	17	0,547
30	138	6489	1552	8041		8041	6489	1001	50	80,7	0,0	19,3	0,47	0,47	40	0,199
31	86	4730	4935	9665	7	9672	3941	620	928	40,7	8,2	51,0	0,55	0,46	28	0,340
32	1961	76443	14241	90684	6280	96965	43507	14193	47484	44,9	40,4	14,7	0,39	0,22	477	0,190
33	42	656	571	1227	38	1265	507	306	592	40,1	14,8	45,1	0,16	0,12	11	0,115
34	727	18083	5498	23581	885	24466	13338	5259	8101	54,5	23,0	22,5	0,25	0,18	235	0,100
35	3499	154331	354	154685	11221	165906	112778	25326	65930	68,0	31,8	0,2	0,44	0,32	1362	0,114
36	743	30879	4997	35876	341	36217	25942	5381	7970	71,6	14,6	13,8	0,42	0,35	189	0,190
37	7604	346739	43092	389831	10695	400527	285246	55038	101849	71,2	18,0	10,8	0,46	0,38	2631	0,148
38	522	34540	920	35460	101	35561	31032	3775	5552	87,3	10,1	2,6	0,66	0,59	233	0,152
39	537	29882	49325	79207	125	79332	28335	3889	3406	35,7	2,1	62,2	0,56	0,53	184	0,429
40	131	5127	2349	7476		7476	3120	949	2083	41,7	26,8	31,4	0,39	0,24	33	0,225
41	296	6070	665	6735	1959	8694	5090	2140	5480	58,5	33,8	7,6	0,21	0,17	80	0,084
42	1191	82551	1981	84532	-152	84380	59473	8623	31349	70,5	27,2	2,3	0,69	0,50	428	0,198
43	777	49545	7286	56831	285	57116	44206	5624	13310	77,4	9,8	12,8	0,64	0,57	250	0,227
44	657	28966	9339	38305	822	39127	13508	4758	20016	34,5	41,6	23,9	0,44	0,21	172	0,223
45	59	1164	265	1429	38	1467	1197	430	445	81,6	0,3	18,1	0,20	0,20	23	0,063
51	1047	89454	2236	91690	500	92190	65647	7576	34779	71,2	26,4	2,4	0,85	0,63	468	0,196
52	508	32633	15248	47881	268	48150	26055	3680	10743	54,1	14,2	31,7	0,64	0,51	267	0,179
53	231	14509	1330	15839	263	16101	13803	1674	2408	85,7	6,0	8,3	0,63	0,60	104	0,152
54	508	29359	7744	37103	496	37598	25024	3674	8751	66,6	12,8	20,6	0,58	0,49	182	0,204
55	94	6219	2282	8501	298	8800	5121	680	2102	58,2	15,9	25,9	0,66	0,54	34	0,250
56	289	16134	4139	20273	149	20422	14601	2092	5543	71,5	8,2	20,3	0,56	0,51	94	0,215
57	207	23849	4605	28454	85	28539	18936	1498	7731	66,4	17,5	16,1	1,15	0,91	113	0,251
58	258	20312	11947	32259	235	32494	17969	1870	4518	55,3	7,9	36,8	0,79	0,70	81	0,400
59	239	19042	4227	23269	152	23421	17885	1730	3097	76,4	5,6	18,0	0,80	0,75	75	0,310
61	1211	34574	19513	54087	18064	72151	39487	8766	22933	54,7	18,2	27,0	0,29	0,33	256	0,211
62	2348	113098	26935	140033	-3170	136863	75262	16993	55481	55,0	25,3	19,7	0,48	0,32	564	0,248
63	281	12213	11076	23289	106	23395	9164	2031	5719	39,2	13,5	47,3	0,44	0,33	70	0,334
64	445	21583	11135	32718	198	32916	18595	3218	7004	56,5	9,7	33,8	0,49	0,42	112	0,291
65	436	29057	3906	32963	191	33154	28942	3154	4923	87,3	0,9	11,8	0,67	0,66	182	0,181
66	289	22072	3062	25134	79	25213	21591	2089	2972	85,6	2,2	12,1	0,76	0,75	143	0,176
67	398	22874	4203	27077	122	27199	20484	2878	6132	75,3	9,2	15,5	0,58	0,52	109	0,248
71	995	45253	72853	118106	705	118811	22655	7201	28376	19,1	19,6	61,3	0,45	0,23	212	0,557
72	466	21610	122776	144386	2257	146643	8356	3372	16362	5,7	10,6	83,7	0,46	0,18	133	1,082
73	248	12230	7881	20111	2334	22445	11495	1797	3332	51,2	13,7	35,1	0,49	0,46	58	0,346
81	40	2981	106	3087	44	3131	2768	288	906	88,4	8,2	3,4	0,75	0,70	17	0,186
82	382	11308	1220	12528	89	12617	6546	2762	7489	51,9	38,4	9,7	0,30	0,17	69	0,180
91	588	26404	9356	35760	0	35760	25349	4256	4935	70,9	3,0	26,2	0,45	0,43	220	0,162

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb, kg	Direkte udledninger, kg	Samlet tilførsel, kg	Retention, kg	Brutto-tilførsel, kg	Diffuse inkl. ret. og spredt bebyg.	Baggrundsbidrag (en del af diffus tilfør.)	Punktkilder ferskvand, kg	% punktkilder diffus	% punktkilder ferskvand	% direkte punktkilder	Op-lands-tab, kg/ha	Åbent land, inkl. ret., kg/ha	Afstrømning, mio. m ³	Vandføringsvægtet konc., mg/l
92	106	4862	496	5358	26	5384	4296	770	1315	79,8	11,0	9,2	0,46	0,40	23	0,235
93	512	33543	2829	36372	122	36494	26748	3708	11254	73,3	19,0	7,8	0,65	0,52	145	0,251
Danmark	43020	2086904	543572	2630476	65201	2695677	1591403	311379	786354	59,0	20,8	20,2	0,49	0,37	15557	0,169
Nord-søen	10823	479008	27432	506440	8659	515100	331141	78339	197440	64,3	30,4	5,3	0,44	0,31	5031	0,100
Skagerak	1102	66527	17665	84192	283	84475	55775	7975	15564	66,0	13,1	20,9	0,60	0,51	415	0,195
Kattegat	15859	702773	125485	828258	29694	857952	551115	114787	241862	64,2	21,1	14,6	0,44	0,35	5392	0,154
N. Bælthav	3112	173423	21885	195308	2952	198260	126594	22524	72683	63,9	25,1	11,0	0,56	0,41	986	0,193
Lillebælt	3381	251511	53758	305269	2447	307715	205041	24473	79672	66,6	15,9	17,5	0,74	0,61	1419	0,212
Storebælt	5406	255472	79830	335302	15590	350892	213526	39127	105164	60,9	16,4	22,8	0,47	0,39	1436	0,222
Øresund	1709	79093	203510	282603	5296	287899	42506	12371	48070	14,8	14,5	70,7	0,46	0,25	403	0,700
S. Bælthav	421	14289	1326	15615	133	15747	9313	3050	8395	59,1	32,4	8,4	0,34	0,22	86	0,181
Østersøen	1207	64809	12681	77490	148	77637	56392	8734	17504	72,6	11,0	16,3	0,54	0,47	388	0,200
Danmark	43020	2086904	543572	2630476	65201	2695677	1591403	311379	786354	59,0	20,8	20,2	0,49	0,37	15557	0,167

Bilag 3.3

Tilførslen af BOD₅ til 1. og 2. ordens marine kystafsnit i 1998 via vandløb og direkte udledninger, kilderne hertil, retention i ferskvand, oplandstab, den diffuse tilførsel, ferskvandsafstrømningen samt de vandføringsvægtede koncentrationer

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb, kg	Direkte udledninger, kg	Samlet tilførsel, kg	Retention, kg	Brutto-tilførsel, kg	Diffuse inkl. ret. og spredt bebyg.	Baggrundsbidrag (en del af diffus tilførsel)	Punktkilder ferskvand, kg	% punktkilder diffus	% direkte punktkilder	Oplandsstab, kg/ha	Åbent land, inkl. ret., kg/ha	Afstrømning, mio. m ³	Vandføringsvægtet konc., mg/l	
11	172	85881	1238	87119		87119	75480	29102	10641	86,6	11,9	1,4	4,99	4,39	74	1,2
12	1636	714593	16404	730997		730997	310767	276760	533319	42,5	55,2	2,2	4,37	1,90	788	0,9
13	3479	1502305	9250	1511555		1511555	497496	588640	1201799	32,9	66,5	0,6	4,32	1,43	1574	1,0
14	270	129620	0	129620		129620	127841	45679	12409	98,6	1,4	0,0	4,80	4,74	39	3,3
15	85	13384	0	13384		13384	13384	14424	0	100,0	0,0	0,0	1,57	1,57	21	0,6
16	5181	2773956	223482	2997438		2997438	1560699	876689	1586106	52,1	40,5	7,5	5,35	3,01	2535	1,1
21	492	422906	3423	426329		426329	372281	83167	77173	87,3	11,9	0,8	8,60	7,57	182	2,3
22	567	455308	457410	912718		912718	411395	95992	93400	45,1	4,8	50,1	8,03	7,25	217	2,1
23	43	198458	269064	467522		467522	24566	7276	173998	5,3	37,2	57,6	46,15	5,71	17	11,9
30	138	96347	15173	111520		111520	96347	23404	839	86,4	0,0	13,6	6,97	6,97	40	2,4
31	86	41067	24540	65607		65607	36681	14487	6624	55,9	6,7	37,4	4,80	4,28	28	1,4
32	1961	1011502	77237	1088739		1088739	752820	331784	404103	69,1	23,8	7,1	5,16	3,84	477	2,1
33	42	12369	11707	24076		24076	10947	7147	8226	45,5	5,9	48,6	2,93	2,59	11	1,2
34	727	452558	136191	588749		588749	416387	122946	78020	70,7	6,1	23,1	6,23	5,73	235	1,9
35	3499	3418941	4478	3423419		3423419	2790926	592031	846904	81,5	18,3	0,1	9,77	7,98	1362	2,5
36	743	424286	68271	492557		492557	311800	125778	157483	63,3	22,8	13,9	5,71	4,19	189	2,2
37	7604	4648064	705399	5353463		5353463	3602953	1286597	1537518	67,3	19,5	13,2	6,11	4,74	2631	1,8
38	522	471198	5463	476661		476661	455648	88248	48191	95,6	3,3	1,1	9,03	8,74	233	2,0
39	537	433320	2080330	2513650		2513650	409089	90909	54109	16,3	1,0	82,8	8,06	7,61	184	2,3
40	131	64631	78186	142817		142817	54213	22177	11688	38,0	7,3	54,7	4,93	4,14	33	1,9
41	296	60584	11743	72327		72327	52638	50032	54481	72,8	11,0	16,2	2,05	1,78	80	0,8
42	1191	979191	31843	1011034		1011034	755881	201570	368050	74,8	22,1	3,1	8,22	6,34	428	2,3
43	777	548632	304533	853165		853165	488232	131477	188462	57,2	7,1	35,7	7,06	6,28	250	2,2
44	657	643385	65483	708868		708868	517986	111219	187252	73,1	17,7	9,2	9,79	7,88	172	3,8
45	59	42612	3641	46253		46253	42557	10052	8788	92,0	0,1	7,9	7,17	7,16	23	1,9
51	1047	895509	56174	951683		951683	529374	177095	539708	55,6	38,5	5,9	8,56	5,06	468	1,9
52	508	315021	150756	465777		465777	236546	86020	143722	50,8	16,8	32,4	6,20	4,65	267	1,2
53	231	167086	51453	218539		218539	160087	39128	32328	73,3	3,2	23,5	7,23	6,92	104	1,6
54	508	419983	94212	514195		514195	374833	85877	108771	72,9	8,8	18,3	8,27	7,39	182	2,3
55	94	64925	8058	72983		72983	52178	15898	25735	71,5	17,5	11,0	6,91	5,55	34	1,9
56	289	181921	35912	217833		217833	167580	48907	80249	76,9	6,6	16,5	6,29	5,80	94	1,9
57	207	240643	65050	305693		305693	195630	35024	91231	64,0	14,7	21,3	11,63	9,45	113	2,1
58	258	196021	201195	397216		397216	169024	43706	61511	42,6	6,8	50,7	7,59	6,54	81	2,4
59	239	180532	39215	219747		219747	168084	40435	42426	76,5	5,7	17,8	7,55	7,03	75	2,4
61	1211	483183	1463794	1946977		1946977	376000	204911	276384	19,3	5,5	75,2	3,99	3,10	256	1,9
62	2348	1114553	3180781	4295334		4295334	865607	397233	617248	20,2	5,8	74,1	4,75	3,69	564	2,0
63	281	123372	269363	392735		392735	97850	47471	68606	24,9	6,5	68,6	4,40	3,49	70	1,8
64	445	169205	2803267	2972472		2972472	136914	75228	94406	4,6	1,1	94,3	3,81	3,08	112	1,5
65	436	331500	35423	366923		366923	328781	73727	88119	89,6	0,7	9,7	7,61	7,55	182	1,8
66	289	231722	20110	251832		251832	226367	48824	45463	89,9	2,1	8,0	8,03	7,84	143	1,6
67	398	243799	48808	292607		292607	222043	67269	82963	75,9	7,4	16,7	6,13	5,58	109	2,2
71	995	519218	796600	1315818		1315818	345195	168346	261628	26,2	13,2	60,5	5,22	3,47	212	2,5
72	466	253361	551553	804914		804914	150443	78818	117728	18,7	12,8	68,5	5,44	3,23	133	1,9
73	248	88828	21021	109849		109849	64115	42019	29123	58,4	22,5	19,1	3,58	2,58	58	1,5
81	40	29951	597	30548		30548	27347	6732	13390	89,5	8,5	2,0	7,53	6,87	17	1,8
82	382	109684	9633	119317		119317	85226	64563	68785	71,4	20,5	8,1	2,87	2,23	69	1,6
91	588	356417	117243	473660		473660	346867	99490	74689	73,2	2,0	24,8	6,06	5,90	220	1,6

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb, kg	Direkte udledninger, kg	Samlet tilførsel, kg	Retention, kg	Brutto-tilførsel, kg	Diffuse inkl. ret. og spredt bebyg.	Baggrundsbidrag (en del af diffus tilførsel)	Punktkilder ferskvand, kg	% punktkilder diffus	% punktkilder direkte punktkilder	Op-lands-tab, kg/ha	Åbent land, inkl. ret., kg/ha	Afstrømning, mio. m ³	Vandføringsvægtet konc., mg/l	
92	106	47905	9696	57601		57601	44980	18001	15053	78,1	5,1	16,8	4,50	4,23	23	2,1
93	512	320216	25481	345697		345697	269883	86682	124830	78,1	14,6	7,4	6,25	5,27	145	2,2
Danmark	43020	26729654	14659884	41389538		41389538	19829969	7278993	10753679	47,9	16,7	35,4	6,21	4,61	15557	1,7
Nord-søen	10823	5219739	250374	5470113		5470113	2585667	1831296	3344274	47,3	48,2	4,6	4,82	2,39	5031	1,0
Skagerak	1102	1076672	729897	1806569		1806569	808242	186435	344571	44,7	14,9	40,4	9,77	7,34	415	2,6
Kattegat	15859	11009652	3128789	14138441		14138441	8883598	2683331	3142017	62,8	15,0	22,1	6,94	5,60	5392	2,0
N. Bælthav	3112	2339035	495429	2834464		2834464	1911507	526527	818721	67,4	15,1	17,5	7,52	6,14	986	2,4
Lillebælt	3381	2661641	702025	3363666		3363666	2053336	572091	1125681	61,0	18,1	20,9	7,87	6,07	1419	1,9
Storebælt	5406	2697334	7821546	10518880		10518880	2253562	914663	1273189	21,4	4,2	74,4	4,99	4,17	1436	1,9
Øresund	1709	861407	1369174	2230581		2230581	559753	289183	408479	25,1	13,5	61,4	5,04	3,28	403	2,1
S. Bælthav	421	139634	10230	149864		149864	112572	71296	82175	75,1	18,1	6,8	3,31	2,67	86	1,6
Østersøen	1207	724539	152420	876959		876959	661731	204172	214572	75,5	7,2	17,4	6,00	5,48	388	1,9
Danmark	43020	26729654	14659884	41389538		41389538	19829969	7278993	10753679	47,9	16,7	35,4	6,21	4,61	15557	1,7

Bilag 4

Fosforbelastning til fjorde 1998 (kg)

Direkte spildevandsudledninger

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år amt	MST	AMT i % af MST
1	132	Ringkøbing Fjord	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	1395	1295	108
2	321	Isefjord	198	329	310	235	213	252	272	224	211	215	241	188	2888	1561	185
3	322	Roskilde Fjord	1264	1264	1264	1264	1264	1264	1264	1264	1264	1264	1264	1264	15162	8946	169
4	324	Isefjord Inderbredning	167	189	241	202	243	228	262	244	178	219	338	184	2696	2714	99
5	353	Randers Fjord	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	347	347	100
6	361	Mariager Fjord	407	407	407	407	407	407	407	407	407	407	407	407	4882	4993	98
7	37	Limfjorden	4115	4115	4115	4115	4115	4115	4115	4115	4115	4115	4115	4115	49375	43092	115
8	3743	Lovns Bredning	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	58	0	
9	3745	Hjarbæk Fjord	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	234	0	
10	3747	Skive Fjord	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	371	0	
11	423	Odense Fjord	130	130	130	130	130	130	130	130	130	130	130	130	1558	1558	100
12	433	Horsens Fjord	409	409	409	409	409	409	409	409	409	409	409	409	4907	2324	211
13	544	Haderslev Fjord	167	402	325	303	339	246	212	296	242	612	486	326	3955	3955	100
14	935	Præstø Fjord	51,73	51,73	51,73	51,73	51,73	51,73	51,73	51,73	51,73	51,73	51,73	51,73	621	741	84

Spildevand til ferskvand

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år amt	MST	AMT i % af MST
1	132	Ringkøbing Fjord	4583	4583	4583	4583	4583	4583	4583	4583	4583	4583	4583	4583	54996	55035	100
2	321	Isefjord Yderbredning	483	534	539	516	497	468	480	480	511	568	531	471	6077	5277	115
3	322	Roskilde Fjord	2387	2387	2387	2387	2387	2387	2387	2387	2387	2387	2387	2387	28641	36460	79
4	324	Isefjord Inderbredning	358	352	371	360	357	353	354	351	346	351	355	342	4250	4324	98
5	353	Randers Fjord	5132	5132	5132	5132	5132	5132	5132	5132	5132	5132	5132	5132	61583	64434	96
6	361	Mariager Fjord	505	505	505	505	505	505	505	505	505	505	505	505	6065	5645	107
7	37	Limfjorden	9767	9767	9767	9767	9767	9767	9767	9767	9767	9767	9767	9767	117205	101849	115
8	3743	Lovns Bredning	213	213	213	213	213	213	213	213	213	213	213	213	2550	2707	94
9	3745	Hjarbæk Fjord	1053	1053	1053	1053	1053	1053	1053	1053	1053	1053	1053	1053	12640		
10	3747	Skive Fjord	1452	1452	1452	1452	1452	1452	1452	1452	1452	1452	1452	1452	17422	10734	162
11	423	Odense Fjord	2519	2519	2519	2519	2519	2519	2519	2519	2519	2519	2519	2519	30232	30438	99
12	433	Horsens Fjord	726	726	726	726	726	726	726	726	726	726	726	726	8706	9434	92
13	544	Haderslev Fjord	307	298	313	396	322	325	327	307	292	295	304	286	3773	3650	103
14	935	Præstø Fjord	225	176	235	229	128	116	110	100	104	179	253	199	3079	3060	101

Spildevand i alt

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år amt
1	132	Ringkøbing Fjord	4699	4699	4699	4699	4699	4699	4699	4699	4699	4699	4699	4699	56391
2	321	Isefjord Yderbredning	681	863	849	751	710	720	752	704	722	783	772	659	8965
3	322	Roskilde Fjord	3651	3651	3651	3651	3651	3651	3651	3651	3651	3651	3651	3651	43803
4	324	Isefjord Inderbredning	525	541	612	562	600	581	616	595	524	570	693	526	6946
5	353	Randers Fjord	5161	5161	5161	5161	5161	5161	5161	5161	5161	5161	5161	5161	61930
6	361	Mariager Fjord	912	912	912	912	912	912	912	912	912	912	912	912	10947
7	37	Limfjorden	13882	13882	13882	13882	13882	13882	13882	13882	13882	13882	13882	13882	166580
8	3743	Lovns Bredning	218	218	218	218	218	218	218	218	218	218	218	218	2608
9	3745	Hjarbæk Fjord	1073	1073	1073	1073	1073	1073	1073	1073	1073	1073	1073	1073	12874
10	3747	Skive Fjord	1483	1483	1483	1483	1483	1483	1483	1483	1483	1483	1483	1483	17793
11	423	Odense Fjord	2649	2649	2649	2649	2649	2649	2649	2649	2649	2649	2649	2649	31790
12	433	Horsens Fjord	1135	1135	1135	1135	1135	1135	1135	1135	1135	1135	1135	1135	13613
13	544	Haderslev Fjord	474	700	638	699	661	571	539	603	534	907	790	612	7728
14	935	Præstø Fjord	277	228	287	281	180	168	162	152	155	231	305	250	3700

Tilførsel via ferskvand

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	9092	12828	17166	7498	5062	2778	3398	4122	4275	18031	13827	10543	108619
2	321	Isefjord Yderbredning	965	1077	1182	673	174	96	152	214	139	957	1000	1265	7894
3	322	Roskilde Fjord	2974	4918	4563	2978	1989	1514	2258	2384	2202	5240	6627	4832	42480
4	324	Isefjord Inderbredning	964	1129	1109	614	278	142	127	103	126	1117	1189	1151	8049
5	353	Randers Fjord	14574	11301	13309	11165	7463	4736	5735	5482	5121	16245	17039	21309	133479
6	361	Mariager Fjord	1665	1393	1533	1284	1182	1273	1347	1299	1080	2390	1674	2022	18141
7	37	Limfjorden	28706	28407	27846	20929	15692	15986	18353	17848	16556	45763	36224	38173	310483
8	3743	Lovns Bredning	783	866	1045	867	548	393	585	550	483	1203	841	1592	9758
9	3745	Hjarbæk Fjord	4207	4131	3698	3102	2679	2328	2972	3469	3248	5264	4159	5196	44450
10	3747	Skive Fjord	2382	3105	2991	2256	1663	1254	1867	2022	1605	3148	3401	3846	29539
11	423	Odense Fjord	8067	3647	7889	7399	2954	1503	1103	962	778	9250	10221	7334	61107
12	433	Horsens Fjord	2731	1718	2497	2081	3751	522	570	477	686	11704	4574	3391	34702
13	544	Haderslev Fjord	1042	592	886	602	480	443	675	953	1333	1822	1750	835	11413
14	935	Præstø Fjord	789	866	824	861	221	161	124	78	103	670	1057	617	6371

Samlet tilførsel

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	10308	14044	18382	8714	6277	3994	4615	5338	5491	19248	15043	11759	123213
2	321	Isefjord Yderbredning	1433	1672	1771	1184	648	596	657	679	635	1501	1529	1714	14019
3	322	Roskilde Fjord	4761	6705	6351	4765	3776	3302	4045	4172	3989	7027	8414	6619	63926
4	324	Isefjord Inderbredning	1196	1379	1416	879	582	430	449	407	363	1398	1590	1393	11482
5	353	Randers Fjord	15545	12273	14281	12136	8435	5708	6707	6453	6092	17217	18010	22280	145137
6	361	Mariager Fjord	2173	1900	2040	1791	1689	1780	1855	1807	1587	2897	2181	2529	24229
7	37	Limfjorden	32821	32522	31961	25044	19807	20101	22468	21963	20671	49878	40339	42288	359863
8	3743	Lovns Bredning	894	977	1156	979	660	504	696	661	594	1314	952	1703	11090
9	3745	Hjarbæk Fjord	4332	4257	3824	3228	2805	2453	3097	3595	3373	5390	4285	5322	45961
10	3747	Skive Fjord	2935	3658	3544	2809	2216	1807	2420	2576	2159	3701	3953	4400	36178
11	423	Odense Fjord	9626	5206	9448	8958	4513	3062	2662	2521	2337	10809	11780	8893	79815
12	433	Horsens Fjord	3447	2434	3213	2796	4467	1238	1286	1193	1402	12420	5290	4107	43293
13	544	Haderslev Fjord	1333	1116	1331	1023	937	805	1003	1365	1692	2552	2352	1278	16787
14	935	Præstø Fjord	841	918	876	912	273	213	176	130	154	721	1109	669	6992

Diffus tilførsel eksklusiv spredt bebyggelse og eksklusiv retention

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	4509	8245	12583	2915	479	-1805	-1185	-461	-308	13448	9244	5960	53623
2	321	Isefjord Yderbredning	482	543	643	157	-323	-372	-328	-266	-372	389	469	794	1817
3	322	Roskilde Fjord	587	2531	2176	591	-398	-873	-129	-3	-185	2853	4240	2445	13839
4	324	Isefjord Inderbredning	606	777	738	254	-79	-211	-227	-248	-220	766	834	809	3799
5	353	Randers Fjord	9442	6169	8177	6033	2331	-396	603	350	-11	11113	11907	16177	71896
6	361	Mariager Fjord	1160	888	1028	779	677	768	842	794	575	1885	1169	1517	12076
7	37	Limfjorden	18939	18640	18079	11162	5925	6219	8586	8081	6789	35996	26457	28406	193278
8	3743	Lovns Bredning	570	653	832	654	335	180	372	337	270	990	628	1379	7208
9	3745	Hjarbæk Fjord	3154	3078	2645	2049	1626	1275	1919	2416	2195	4211	3106	4143	31810
10	3747	Skive Fjord	930	1653	1539	804	211	-198	415	570	153	1696	1949	2394	12117
11	423	Odense Fjord	5548	1128	5370	4880	435	-1016	-1416	-1557	-1741	6731	7702	4815	30875
12	433	Horsens Fjord	2005	992	1771	1355	3025	-204	-156	-249	-40	10978	3848	2665	25996
13	544	Haderslev Fjord	735	294	573	206	158	118	348	646	1041	1527	1446	549	7640
14	935	Præstø Fjord	564	690	589	631	92	45	14	-22	-1	491	804	418	3292

Ferskvandsafstrømning (1000 m³)

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	138314	127759	158835	129566	96807	68971	89640	98150	92292	223232	189162	154403	1567131
2	321	Isefjord Yderbredning	10514	11150	14029	9729	3228	1722	1789	1772	1933	7969	11278	13882	88995
3	322	Roskilde Fjord	20398	32023	32900	27624	11276	6886	8768	9773	10828	23125	35207	34287	253095
4	324	Isefjord Inderbredning	9101	9846	11869	9270	3239	1785	1767	1654	1628	6773	10294	11134	78360
5	353	Randers Fjord	117369	104873	132363	110099	78176	60827	62870	60835	59318	120623	149003	122088	1178444
6	361	Mariager Fjord	14150	12735	13541	14097	11616	10404	11337	10593	10508	17134	13791	16675	156581
7	37	Limfjorden	255295	239649	255586	222390	164839	141668	156108	163078	155725	343219	281129	277560	2656246
8	3743	Lovns Bredning	7858	7745	8506	7384	5590	4598	5605	5921	5478	11162	7976	9437	87260
9	3745	Hjarbæk Fjord	33509	31786	33909	29264	24476	20535	22426	24178	22695	37108	33879	34765	348530
10	3747	Skive Fjord	27797	27063	33606	28177	24057	20183	22500	24739	23733	39068	32277	32077	335277
11	423	Odense Fjord	51329	30158	52199	42140	23729	13281	10790	10455	9997	41722	62822	44298	392920
12	433	Horsens Fjord	19413	16700	21946	21039	9048	5794	6184	5714	6583	39826	30237	21639	204123
13	544	Haderslev Fjord	10119	7410	9812	8416	4107	2679	3301	3540	4380	14347	13264	9080	90455
14	935	Præstø Fjord	6878	5603	7961	8975	2311	875	574	301	388	2757	6352	4640	47614

Fordeling af samlede ferskvandstilførsel (%)

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år	1. kvartal	4. kvartal
1	132	Ringkøbing Fjord	8,8	8,2	10,1	8,3	6,2	4,4	5,7	6,3	5,9	14,2	12,1	9,9	100,0	27,1	36,2
2	321	Isefjord Yderbredning	11,8	12,5	15,8	10,9	3,6	1,9	2,0	2,0	2,2	9,0	12,7	15,6	100,0	40,1	37,2
3	322	Roskilde Fjord	8,1	12,7	13,0	10,9	4,5	2,7	3,5	3,9	4,3	9,1	13,9	13,5	100,0	33,7	36,6
4	324	Isefjord Inderbredning	11,6	12,6	15,1	11,8	4,1	2,3	2,3	2,1	2,1	8,6	13,1	14,2	100,0	39,3	36,0
5	353	Randers Fjord	10,0	8,9	11,2	9,3	6,6	5,2	5,3	5,2	5,0	10,2	12,6	10,4	100,0	30,1	33,2
6	361	Mariager Fjord	9,0	8,1	8,6	9,0	7,4	6,6	7,2	6,8	6,7	10,9	8,8	10,6	100,0	25,8	30,4
7	37	Limfjorden	9,6	9,0	9,6	8,4	6,2	5,3	5,9	6,1	5,9	12,9	10,6	10,4	100,0	28,3	34,0
8	3743	Lovns Bredning	9,0	8,9	9,7	8,5	6,4	5,3	6,4	6,8	6,3	12,8	9,1	10,8	100,0	27,6	32,7
9	3745	Hjarbæk Fjord	9,6	9,1	9,7	8,4	7,0	5,9	6,4	6,9	6,5	10,6	9,7	10,0	100,0	28,5	30,3
10	3747	Skive Fjord	8,3	8,1	10,0	8,4	7,2	6,0	6,7	7,4	7,1	11,7	9,6	9,6	100,0	26,4	30,8
11	423	Odense Fjord	13,1	7,7	13,3	10,7	6,0	3,4	2,7	2,7	2,5	10,6	16,0	11,3	100,0	34,0	37,9
12	433	Horsens Fjord	9,5	8,2	10,8	10,3	4,4	2,8	3,0	2,8	3,2	19,5	14,8	10,6	100,0	28,4	44,9
13	544	Haderslev Fjord	11,2	8,2	10,8	9,3	4,5	3,0	3,6	3,9	4,8	15,9	14,7	10,0	100,0	30,2	40,6
14	935	Præstø Fjord	14,4	11,8	16,7	18,8	4,9	1,8	1,2	0,6	0,8	5,8	13,3	9,7	100,0	42,9	28,9

Fordeling af samlede fosfortilførsel (%)

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år	1. kvartal	4. kvartal
1	132	Ringkøbing Fjord	8,4	11,4	14,9	7,1	5,1	3,2	3,7	4,3	4,5	15,6	12,2	9,5	100,0	34,7	37,4
2	321	Isefjord Yderbredning	10,2	11,9	12,6	8,4	4,6	4,3	4,7	4,8	4,5	10,7	10,9	12,2	100,0	34,8	33,8
3	322	Roskilde Fjord	7,4	10,5	9,9	7,5	5,9	5,2	6,3	6,5	6,2	11,0	13,2	10,4	100,0	27,9	34,5
4	324	Isefjord Inderbredning	10,4	12,0	12,3	7,7	5,1	3,7	3,9	3,5	3,2	12,2	13,8	12,1	100,0	34,8	38,2
5	353	Randers Fjord	10,7	8,5	9,8	8,4	5,8	3,9	4,6	4,4	4,2	11,9	12,4	15,4	100,0	29,0	39,6
6	361	Mariager Fjord	9,0	7,8	8,4	7,4	7,0	7,3	7,7	7,5	6,6	12,0	9,0	10,4	100,0	25,2	31,4
7	37	Limfjorden	9,1	9,0	8,9	7,0	5,5	5,6	6,2	6,1	5,7	13,9	11,2	11,8	100,0	27,0	36,8
8	3743	Lovns Bredning	8,1	8,8	10,4	8,8	6,0	4,5	6,3	6,0	5,4	11,8	8,6	15,4	100,0	27,3	35,8
9	3745	Hjarbæk Fjord	9,4	9,3	8,3	7,0	6,1	5,3	6,7	7,8	7,3	11,7	9,3	11,6	100,0	27,0	32,6
10	3747	Skive Fjord	8,1	10,1	9,8	7,8	6,1	5,0	6,7	7,1	6,0	10,2	10,9	12,2	100,0	28,0	33,3
11	423	Odense Fjord	12,1	6,5	11,8	11,2	5,7	3,8	3,3	3,2	2,9	13,5	14,8	11,1	100,0	30,4	39,4
12	433	Horsens Fjord	8,0	5,6	7,4	6,5	10,3	2,9	3,0	2,8	3,2	28,7	12,2	9,5	100,0	21,0	50,4
13	544	Haderslev Fjord	7,9	6,6	7,9	6,1	5,6	4,8	6,0	8,1	10,1	15,2	14,0	7,6	100,0	22,5	36,8
14	935	Præstø Fjord	12,0	13,1	12,5	13,0	3,9	3,0	2,5	1,9	2,2	10,3	15,9	9,6	100,0	37,7	35,7

Spildevand til ferskvand af samlede tilførsel til fjord (%)

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	44,5	32,6	24,9	52,6	73,0	114,7	99,3	85,9	83,5	23,8	30,5	39,0	44,6
2	321	Isefjord Yderbredning	33,7	31,9	30,4	43,6	76,7	78,5	73,1	70,7	80,5	37,8	34,7	27,5	43,3
3	322	Roskilde Fjord	50,1	35,6	37,6	50,1	63,2	72,3	59,0	57,2	59,8	34,0	28,4	36,1	44,8
4	324	Isefjord Inderbredning	29,9	25,5	26,2	41,0	61,3	82,1	78,8	86,2	95,3	25,1	22,3	24,6	37,0
5	353	Randers Fjord	33,0	41,8	35,9	42,3	60,8	89,9	76,5	79,5	84,2	29,8	28,5	23,0	42,4
6	361	Mariager Fjord	23,2	26,6	24,8	28,2	29,9	28,4	27,2	27,9	31,8	17,4	23,2	20,0	25,0
7	37	Limfjorden	29,8	30,0	30,6	39,0	49,3	48,6	43,5	44,5	47,2	19,6	24,2	23,1	32,6
8	3743	Lovns Bredning	23,8	21,8	18,4	21,8	32,3	42,3	30,6	32,2	35,9	16,2	22,4	12,5	23,0
9	3745	Hjarbæk Fjord	24,3	24,7	27,5	32,6	37,5	42,9	34,0	29,3	31,2	19,5	24,6	19,8	27,5
10	3747	Skive Fjord	49,5	39,7	41,0	51,7	65,5	80,4	60,0	56,4	67,3	39,2	36,7	33,0	48,2
11	423	Odense Fjord	26,2	48,4	26,7	28,1	55,8	82,3	94,6	99,9	107,8	23,3	21,4	28,3	37,9
12	433	Horsens Fjord	21,1	29,8	22,6	26,0	16,3	58,6	56,5	60,9	51,8	5,8	13,7	17,7	20,1
13	544	Haderslev Fjord	23,0	26,7	23,5	38,7	34,4	40,4	32,6	22,5	17,3	11,6	12,9	22,4	22,5
14	935	Præstø Fjord	26,8	19,2	26,9	25,1	47,1	54,5	62,7	77,4	67,1	24,8	22,8	29,7	44,0

Direkte spildevandsudledninger af samlede tilførsel til fjord (%)

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	1,1	0,8	0,6	1,3	1,8	2,9	2,5	2,2	2,1	0,6	0,8	1,0	1,1
2	321	Isefjord Yderbredning	13,8	19,7	17,5	19,8	32,9	42,3	41,4	33,0	33,2	14,3	15,8	11,0	20,6
3	322	Roskilde Fjord	26,5	18,9	19,9	26,5	33,5	38,3	31,2	30,3	31,7	18,0	15,0	19,1	23,7
4	324	Isefjord Inderbredning	14,0	13,7	17,0	23,0	41,8	53,0	58,4	60,0	49,0	15,7	21,3	13,2	23,5
5	353	Randers Fjord	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5	0,4	0,4	0,5	0,2	0,2	0,1	0,2
6	361	Mariager Fjord	18,7	21,4	20,0	22,7	24,1	22,9	21,9	22,5	25,6	14,0	18,7	16,1	20,1
7	37	Limfjorden	12,5	12,7	12,9	16,4	20,8	20,5	18,3	18,7	19,9	8,3	10,2	9,7	13,7
8	3743	Lovns Bredning	0,6	0,5	0,4	0,5	0,8	1,0	0,7	0,8	0,8	0,4	0,5	0,3	0,5
9	3745	Hjarbæk Fjord	0,5	0,5	0,5	0,6	0,7	0,8	0,6	0,6	0,6	0,4	0,5	0,4	0,5
10	3747	Skive Fjord	1,1	0,8	0,9	1,1	1,4	1,7	1,3	1,2	1,4	0,8	0,8	0,7	1,0
11	423	Odense Fjord	1,4	2,5	1,4	1,5	2,9	4,2	4,9	5,2	5,6	1,2	1,1	1,5	2,0
12	433	Horsens Fjord	11,9	16,8	12,7	14,6	9,2	33,0	31,8	34,3	29,2	3,3	7,7	10,0	11,3
13	544	Haderslev Fjord	12,5	36,0	24,4	29,6	36,2	30,6	21,1	21,7	14,3	24,0	20,7	25,5	23,6
14	935	Præstø Fjord	6,2	5,6	5,9	5,7	19,0	24,3	29,4	39,8	33,5	7,2	4,7	7,7	8,9

Diffuse tilførsel (inklusive atmosfærisk deposition) af samlede tilførsel til fjorden (%)

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	54,4	66,5	74,4	46,1	25,1	-17,7	-1,8	12,0	14,4	75,6	68,8	60,0	54,2
2	321	Isefjord Yderbredning	52,5	48,4	52,1	36,6	-9,6	-20,8	-14,5	-3,7	-13,7	47,8	49,5	61,6	36,1
3	322	Roskilde Fjord	23,3	45,5	42,5	23,4	3,3	-10,6	9,7	12,5	8,5	48,0	56,6	44,8	31,5
4	324	Isefjord Inderbredning	56,1	60,8	56,8	36,1	-3,1	-35,1	-37,2	-46,2	-44,4	59,2	56,4	62,2	39,5
5	353	Randers Fjord	66,8	57,9	63,9	57,5	38,8	9,6	23,1	20,0	15,3	70,0	71,3	76,8	57,3
6	361	Mariager Fjord	58,0	52,0	55,3	49,1	46,0	48,8	50,8	49,5	42,5	68,5	58,2	63,9	54,8
7	37	Limfjorden	57,7	57,3	56,6	44,6	29,9	30,9	38,2	36,8	32,8	72,2	65,6	67,2	53,7
8	3743	Lovns Bredning	75,6	77,7	81,1	77,7	67,0	56,7	68,7	67,0	63,3	83,4	77,1	87,2	76,5
9	3745	Hjarbæk Fjord	75,2	74,8	71,9	66,8	61,7	56,3	65,4	70,2	68,2	80,1	75,0	79,8	72,0
10	3747	Skive Fjord	49,5	59,5	58,2	47,2	33,1	17,9	38,7	42,4	31,3	59,9	62,5	66,3	50,8
11	423	Odense Fjord	72,5	49,1	72,0	70,4	41,3	13,5	0,5	-5,1	-13,4	75,5	77,5	70,2	60,2
12	433	Horsens Fjord	67,1	53,4	64,7	59,4	74,6	8,3	11,7	4,9	19,0	90,9	78,5	72,4	68,6
13	544	Haderslev Fjord	64,4	37,3	52,1	31,7	29,5	29,1	46,3	55,8	68,4	64,5	66,4	52,1	54,0
14	935	Præstø Fjord	67,1	75,2	67,2	69,2	33,9	21,2	8,0	-17,2	-0,6	68,0	72,5	62,6	47,1

Vandføringsvægtede koncentration af tilførslen til fjorden (mg/l)

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	0,075	0,110	0,116	0,067	0,065	0,058	0,051	0,054	0,059	0,086	0,080	0,076	0,079
2	321	Isefjord Yderbredning	0,136	0,150	0,126	0,122	0,201	0,346	0,367	0,383	0,329	0,188	0,136	0,123	0,158
3	322	Roskilde Fjord	0,233	0,209	0,193	0,172	0,335	0,480	0,461	0,427	0,368	0,304	0,239	0,193	0,253
4	324	Isefjord Inderbredning	0,131	0,140	0,119	0,095	0,180	0,241	0,254	0,246	0,223	0,206	0,154	0,125	0,147
5	353	Randers Fjord	0,132	0,117	0,108	0,110	0,108	0,094	0,107	0,106	0,103	0,143	0,121	0,182	0,123
6	361	Mariager Fjord	0,154	0,149	0,151	0,127	0,145	0,171	0,164	0,171	0,151	0,169	0,158	0,152	0,155
7	37	Limfjorden	0,129	0,136	0,125	0,113	0,120	0,142	0,144	0,135	0,133	0,145	0,143	0,152	0,135
8	3743	Lovns Bredning	0,114	0,126	0,136	0,133	0,118	0,110	0,124	0,112	0,108	0,118	0,119	0,180	0,127
9	3745	Hjarbæk Fjord	0,129	0,134	0,113	0,110	0,115	0,119	0,138	0,149	0,149	0,145	0,126	0,153	0,132
10	3747	Skive Fjord	0,106	0,135	0,105	0,100	0,092	0,090	0,108	0,104	0,091	0,095	0,122	0,137	0,108
11	423	Odense Fjord	0,188	0,173	0,181	0,213	0,190	0,231	0,247	0,241	0,234	0,259	0,188	0,201	0,203
12	433	Horsens Fjord	0,178	0,146	0,146	0,133	0,494	0,214	0,208	0,209	0,213	0,312	0,175	0,190	0,212
13	544	Haderslev Fjord	0,132	0,151	0,136	0,122	0,228	0,300	0,304	0,386	0,386	0,178	0,177	0,141	0,186
14	935	Præstø Fjord	0,122	0,164	0,110	0,102	0,118	0,243	0,307	0,431	0,397	0,262	0,175	0,144	0,147

Orthofosfat fosfortilførslen til fjorden

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	3709	4730	5452	2879	2349	1942	2347	2687	2581	7683	6512	4409	47190
2	321	Isefjord Yderbredning	1101	1346	1334	980	658	722	807	788	733	1265	1238	1329	12427
3	322	Roskilde Fjord	4158	4289	4033	3696	3606	3587	3878	3656	3681	5070	5037	4683	49520
4	324	Isefjord Inderbredning	823	853	901	590	573	537	593	536	439	787	1126	774	8550
5	353	Randers Fjord	6174	4892	4705	2890	1895	1988	3288	3146	3320	10989	11804	7210	63093
6	361	Mariager Fjord	2041	1811	1866	1682	1612	1717	1755	1614	1584	2533	2044	2277	22518
7	37	Limfjorden	20038	19056	18549	15955	14174	15625	16372	15090	15298	33062	24314	23110	230048
8	3743	Lovns Bredning	405	447	716	574	374	281	403	248	205	356	352	369	4024
9	3745	Hjarbæk Fjord	2158	2111	1692	1239	1276	1242	1417	1448	1511	2975	2411	3070	22585
10	3747	Skive Fjord	877	961	908	881	823	889	990	829	803	1865	1147	1049	12008
11	423	Odense Fjord	4567	2652	3243	3577	2573	2311	2185	2134	1979	5801	7389	4709	43266
12	433	Horsens Fjord	2125	1805	1865	1733	1515	1249	1303	1263	1417	6530	3287	2358	26471
13	544	Haderslev Fjord	632	882	743	692	786	587	635	927	890	1604	1580	1086	10895
14	935	Præstø Fjord	671	647	420	337	221	171	132	112	142	435	749	507	4539

Orthofosfat fosfors andel af den samlede kvælstoftilførsel via vandløb

Observation	Marin kode	Navn	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
1	132	Ringkøbing Fjord	27,6	27,5	24,8	22,4	22,7	26,7	33,8	36,1	32,3	36,0	38,4	30,5	30,2
2	321	Isefjord Yderbredning	52,0	47,8	44,4	45,8	23,0	47,6	71,0	78,3	69,8	60,9	54,5	59,7	54,7
3	322	Roskilde Fjord	47,5	31,4	28,2	31,9	43,3	55,5	50,1	38,1	42,5	44,4	34,6	40,1	39,0
4	324	Isefjord Inderbredning	48,1	40,6	36,8	27,7	29,1	51,3	52,7	41,2	51,6	30,2	38,8	34,0	37,7
5	353	Randers Fjord	36,2	35,3	28,6	17,8	13,3	23,0	41,6	41,0	47,3	62,1	64,0	29,6	39,2
6	361	Mariager Fjord	73,1	70,9	68,0	66,9	66,8	70,3	69,2	60,9	70,5	71,6	73,0	72,0	69,7
7	37	Limfjorden	44,0	41,0	40,0	40,8	43,1	51,4	48,8	43,0	47,7	56,1	46,7	41,1	45,5
8	3743	Lovns Bredning	38,3	39,5	58,5	54,0	49,0	45,0	51,1	26,1	20,9	20,9	29,4	16,6	28,4
9	3745	Hjarbæk Fjord	48,2	47,9	42,2	35,7	42,7	47,7	43,3	37,9	42,5	54,0	54,8	56,5	47,3
10	3747	Skive Fjord	14,7	14,0	12,8	15,8	17,9	29,0	24,9	15,0	17,3	42,5	18,3	13,6	19,3
11	423	Odense Fjord	37,8	31,0	21,8	27,8	35,7	52,6	60,3	63,8	59,0	46,3	57,4	43,5	41,0
12	433	Horsens Fjord	40,7	46,1	34,2	34,6	13,4	45,2	51,0	52,4	59,0	47,1	49,7	39,7	41,3
13	544	Haderslev Fjord	21,1	8,2	5,7	6,6	14,5	9,0	22,0	30,4	26,2	21,7	34,3	47,2	21,9
14	935	Præsto Fjord	73,3	63,9	39,7	28,3	58,0	48,3	31,5	24,5	47,5	51,0	62,0	67,1	53,7

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelser nationale rapporter vedrørende resultaterne af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA) 1998

Året 1998 var karakteriseret af en mild og nedbørsrig vinter og en kold og blæsende sommer. Efter to ekstremt tørre år var ferskvandsafstrømningen i 1998 18% over middel for perioden 1989-98.

Den danske udledning af kvælstof til havmiljøet var i 1998 10% over middel for perioden 1989-98, mens fosfortilførslen var lav, 35% under middel for samme periode.

De marine områders tilstand

Faldende næringsstofkoncentrationer

Der er et fortsat fald i fosforkoncentrationerne og en svag tendens til et fald i kvælstofkoncentrationerne i havet. Biomassen af planktonalger var generelt lav i 1998.

I lavvandede fjorde og kystområder var iltsvind i 1998 af begrænset udbredelse, varighed og intensitet pga. megen vind og lav vandtemperatur. I de dybe lagdelte områder var iltsvindet derimod betydeligt mere udbredt end i de to foregående år.

Positiv udvikling, men stadig alvorlige problemer

Tendenserne til en vis positiv udvikling for havmiljøet skal ses i lyset af den meget alvorlige situation i 1980'erne, som vedtagelsen af Vandmiljøplan I søgte at råde bod på. I 1998 var der stadig alvorlige problemer med iltsvind, udbredelsen af ålegræs og makroalger var stadig ikke tilfredsstillende, og der var høje koncentrationer af næringsalte og klorofyl. Nedbøren i 1998 var over det normale, men de negative effekter af dette blev kompenseret af en blæsende og ret kølig sommer. I år med normal eller forhøjet nedbør og varmt og stille sommervejr må vi stadig forvente alvorlige miljøproblemer i de danske farvande, da tilførslen af kvælstof både fra land og fra atmosfæren fortsat er for høj.

Faldende tilførsel af fosfor

Der har siden 1989 været et markant fald i den samlede tilførsel af fosfor til havet via vandløb og direkte spildevandsudledninger. Faldet kan tilskrives reduktioner i spildevandsbelastningen grundet en stor renseindsats. Spildevand udgør ikke længere den altdominerende del af fosfortilførslen, også den diffuse afstrømning udgør nu en betragtelig del af den samlede tilførsel.

Usikker reduktion i tilførslen af kvælstof

Den samlede tilførsel af kvælstof til havet via vandløb og direkte spildevandsudledninger hænger nøje sammen med ferskvandsafstrømningen, der igen er tæt knyttet til nedbøren. Den diffuse afstrømning har gennem hele perioden udgjort hovedparten af tilførslen med kvælstof. Derfor har kvælstoftilførslen varieret meget fra år

til år siden 1989. Ligesom for fosfor har der været et markant fald i spildevandsudledningerne, hvorimod et lille fald i tilførslen fra diffuse kilder er statistisk meget usikkert. Reduktionen i udvaskningen fra dyrkede arealer kan således generelt endnu ikke ses i vandløbene.

Faldende tilførsel af kvælstof fra atmosfæren

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren udgjorde i gennemsnit for perioden 1989-98 ca. 35% af den samlede kvælstoftilførsel til Kattegat og Bælthavet og ca. 15% af den samlede kvælstoftilførsel til Øresund. I Kattegat og Bælthavet er depositionen af kvælstof i sommerperioden maj-september af samme størrelse eller større end tilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger og får derved stor betydning for primærproduktionen. I perioden er der sket et signifikant fald i belastningen med alle kvælstofforbindelser undtagen ammoniak.

Vandløbenes tilstand

Spildevandsrensning har reduceret fosforkoncentrationerne

Der har siden 1989 været et fald i fosforkoncentration og -transport i de vandløb, som først i 1990'erne var påvirkede af spildevand eller dambrugsudledninger. I vandløb i dyrkede områder med ringe spildevandspåvirkning ses derimod kun en svagt faldende tendens med store regionale forskelle. Sammenlignet med vandløb i naturområder er fosforkoncentrationerne stadig meget højere i både spildevandspåvirkede (3-4 gange) og dyrkningspåvirkede (2-3 gange) vandløb.

Kun små ændringer i kvælstofkoncentrationer

Kvælstofkoncentrationen i vandløb i dyrkede områder med ringe spildevandspåvirkning er ikke ændret væsentligt siden 1989. Det estimerede fald på 5% er statistisk meget usikkert. Derimod har der været et fald (14%) i kvælstofkoncentrationen i vandløb, som i begyndelsen af 1990'erne var påvirkede af spildevand. Ændringen kan udelukkende tilskrives reducerede spildevandsudledninger. Koncentrationerne i både spildevandspåvirkede og dyrkningspåvirkede vandløb er typisk 4-6 gange så høje som i naturvandløb.

Den biologiske vandløbskvalitet blev i 1998 bedømt i 444 vandløb ud fra Dansk Vandløbs Fauna Indeks. En stor del af vandløbene (43%) blev karakteriseret som noget påvirkede, mens 20% af vandløbene blev klassificeret som meget påvirkede. Kun 37% kunne karakteriseres som upåvirkede eller kun lidt påvirkede.

Søernes tilstand

Spildevandsrensning har forbedret tilstanden

I 11 af de 27 søer, der er overvåget siden 1989, er der konstateret et signifikant fald i fosforkoncentrationen. Denne forbedring kan forklares ved en mindre fosfortilførsel til søerne, hvor især tilførslen fra spildevand er reduceret markant. I disse søer kan nu også registreres et fald i mængden af planteplankton, ligesom vandets klarhed er øget i de 11 søer. En væsentlig forbedring af miljøtilstanden i de øvrige søer vil i mange tilfælde kræve, at også stoftilførslen til søerne fra det dyrkede areal reduceres.

Behov for reduceret stoftilførsel fra det dyrkede land

Sammensætningen af planteplanktonet er ændret mod typer, der er knapt så fosforkrævende i flere af søerne, idet blågrønalgerne er forsvundet fra en række søer. I andre søer er blågrønalgerne dog tiltaget

i mængde, idet der kræves en større reduktion i fosforkoncentrationen i disse søer, før blågrønalgerne ikke kan klare sig. I flere af søerne har ændringer i bl.a. fiskesammensætningen haft afgørende indflydelse på stofomsætningen og vandkvaliteten.

Kvælstoftilførsel fra de dyrkede arealer

*Kvælstofgødskning
reduceret*

Den samlede tilførsel af handelsgødning er faldet fra 392 mill. kg N i 1985 til 277 mill. kg N i 1998. Tilførsel af husdyrgødning er faldet fra 260 mill. kg N til 231 mill. kg N i samme periode. Sidstnævnte fald skyldes bedre udnyttelse af foderet. Nettotilførslen af kvælstof, dvs. forskellen mellem tilført og høstet kvælstof, udgjorde 134 kg N/ha i 1985 og 92 kg N/ha i 1998 og er over hele perioden faldet med 31%.

Forbedret landbrugspraksis

Detaljerede undersøgelser i 6 landovervågningsoplande viser, at der i perioden 1990-98 er sket forbedringer i landbrugspraksis. Overgødsningen er mindsket, og handelsgødningsforbruget er reduceret. Således er udnyttelsen af husdyrgødning forbedret med ca. 42%-point. I 1998 blev minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning dog ikke opfyldt på ca. 14% af de ejendomme, som anvendte husdyrgødning. Endvidere blev der overgødet på ca. 10% af arealet. Modelberegninger for alle markerne i de 6 oplande viser, at ændringen i landbrugspraksis fra 1989/90 til 1997/98 over en årrække vil medføre en reduktion i udvaskningen fra rodzonen på ca. 25%.

*Forventet reduktion i
udvaskning på 25%*

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. 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 og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse*

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

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

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

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4.
2200 København N
Tlf.: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

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

1999

- Nr. 267: Overvågning af fugle 1997-98, resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 87 s., 70,00 kr.
- Nr. 268: Phtalates and Nonylphenols in Soil. A Field Study of Different Soil Profiles. By Vikelsøe, J., Thomsen, M., Johansen, E. & Carlsen, L. 126 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 269: Tålegrænser for luftforurening. Anvendelse i strategisk miljøplanlægning. Integreret MiljøInformationsSystem IMIS-luftforurening. Af Bastrup-Birk, A., Tybirk, K., Wier, M. & Emborg, L. 123 s., 150,00 kr.
- Nr. 270: Produktion og forekomst af svovlbrinte i Mariager Fjord 1998. Af Fossing, H. & Christensen, P.B. 17 s., 40,00 kr.
- Nr. 271: Proceedings of the 12th Task Force Meeting in Silkeborg, Denmark, October 23-25, 1996. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. By Larsen, S.E., Friberg, N. & Rebsdorf, Aa. (eds.). 49 pp., 40.00 DKK.
- Nr. 272: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 1: Den økologiske forbruger. Af Wier, M. & Calverley, C. 130 s., 120,00 kr.
- Nr. 273: Mink *Mustela vison* og ilder *M. putorius*. Mink- og ilderjagten i Danmark 1996/97 og problemer med de to arter i forhold til små fjerkræhold. Af Hammershøj, M. & Asferg, T. 54 s., 60,00 kr.
- Nr. 274: Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale netværk. Af Mark, S. & Strandberg, M. 70 s., 60,00 kr.
- Nr. 275: Indpasning af rekreative aktiviteter i forhold til fugleliv og odder i Skjern Å Naturprojekt - en biologisk udredning. Af Madsen, J., Madsen, J.B. & Petersen, I.K. 38 s., 40,00 kr.
- Nr. 276: Grønlandske gåsebestande - en oversigt. Af Boertmann, D. & Glahder, C. 59 s., 60,00 kr.
- Nr. 277: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 73 s., 100,00 kr.
- Nr. 278: Luftforurening ved en planlagt udvidelse af Billund Lufthavn. Undersøgelse udført af Danmarks Miljøundersøgelser for Billund Lufthavn. Af Berkowicz, R., Fenger, J. & Winther, M. 88 s., 100,00 kr.
- Nr. 279: Pesticider i drikkevand 2. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. 261 s., 80,00 kr.
- Nr. 280: Vurdering af effekten af en vindmøllepark ved Overgaard på forekomsten af fugle i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 15. Af Clausen, P. & Larsen, J.K. 31 s., 40,00 kr.
- Nr. 281: Control of Pesticides 1998. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T. & Petersen, K.K. 23 pp., 50,00 kr.
- Nr. 282: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1998/99 i Danmark. Wing Survey from te 1998/99 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 47 s., 40,00 kr.
- Nr. 283: Krager, husskader og småvildt. En vurdering af prædationens effekt på småvildtbestande og muligheden for at begrænse effekten ved jagt og regulering. Af Asferg, T. 49 s., 60,00 kr.
- Nr. 284: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 1999. Af Noer, H., Hartmann, P., Christensen, T.K., Kanstrup, N. & Hansen, E.B. 61 s., 80,00 kr.
- Nr. 285: Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling. Af Nygaard, B., Mark, S., Baattrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M., Rune, F., Skriver, J., Søndergaard, M. 116 s., 130,00 kr.
- Nr. 286: Chlorerede, phosphorholdige og andre pesticider i drikkevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 323 s., 150,00 kr.
- Nr. 287: The Danish CORINAIR Inventories. Time Series 1975-1996 of Emissions to the Atmosphere. By Winther, M., Illerup, J.B., Fenhann, J. & Kilde, N. 81 pp., 100,00 DDK.
- Nr. 288: Mere og bedre natur i landbrugslandet - dokumenteret grundlag for en ekstra indsats. Reddersen, J., Tybirk, K., Halberg, N. & Jensen, J. (i trykken).
- Nr. 289: Atmosfærisk deposition af kvælstof 1998. NOVA 2003. Af Skov, H., Hertel, O., Ellermann, T., Skjødt, C.A. & Heidam, N.Z.
- Nr. 290: Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1998. NOVA 2003. Af Markager, S. et al.
- Nr. 291: Søer 1998. NOVA 2003. Af Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L.
- Nr. 292: Vandløb og kilder 1998. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.)
- Nr. 293: Landovervågningsoplande 1998. NOVA 2003. Af Grant, R. et al.
- Nr. 294: Bilparkmodel. Beregning af udvikling og emissioner. ALTRANS. Af Kveiborg, O. (i trykken)
- Nr. 295: Kvalitetsparametre for haglammunition. En undersøgelse af spredning og indtrængningsevne som funktion af haglenes størrelse og form. Af Hartmann, P., Kanstrup, N., Asferg, T. & Fredshavn, J. (i trykken)
- Nr. 296: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report for 1998. By Kemp, K. & Palmgren, F. (in press)

[Tom side]

Denne rapport er en beskrivelse af miljøtilstanden i de danske farvande i 1998. Rapporten er den første samlede landsdækkende rapport over det reviderede overvågningsprogram NOVA 2003. De to foregående år var præget af lav nedbør, som medførte, at tilførslen af fosfor og kvælstof var på niveau med vandmiljøplanens målsætning. Klimaet i 1998 var forskelligt fra de to foregående år; nedbøren var over middel og sommeren blæsende og kølig. Den større nedbør medførte ikke en negativ udvikling i havmiljøet. Muligvis har det blæsende vejr kompenseret for de negative effekter, der kunne forventes som følge af den øgede nedbør. Der ses således fortsat en række positive tendenser, fx en nedgang i koncentrationerne af næringssalte, specielt fosfor, og relativt lave koncentrationer af klorofyl. Der har dog været en negativ udvikling for bundvegetationen med en nedgang i dybdegrænsen for ålegræs, og der er fortsat betydelige problemer med iltsvind i de åbne havområder. Desuden indeholder rapporten for første gang en afrapportering af tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Da der ikke tidligere er monitoreret for disse parametre, kan udviklingstendenser ikke beskrives. Koncentrationen af metaller og PAHer svarer til dem, der findes i ikke særligt forurenede havområder, mens PCB forekommer i koncentrationer, hvor effekter ikke kan udelukkes, og TBT blev fundet i koncentrationer, der kan give hormonelle forstyrrelser hos snegle.

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

ISBN 87-7772-529-8
ISSN (trykt) 0905-815x
ISSN (elektronisk) 1600-0048