

Miljøministeriet



Danmarks
Miljøundersøgelser

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1992

Marine Områder

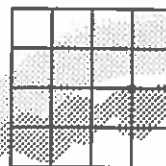
Fjorde, kyster og åbent hav

Faglig rapport fra DMU, nr. 89
1993



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet
Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet
Grenåvej 14
8410 Rønde

Miljøministeriet



Danmarks
Miljøundersøgelser

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1992

Marine Områder

Fjorde, kyster og åbent hav

Faglig rapport fra DMU, nr. 89

Gunni Ærtebjerg
Peter Sandbeck
Carsten Thye Agger
Bjarke Rasmussen
Hanne Kaas
Jørgen Nørrevang Jensen
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi
Dorte Krause-Jensen
Peter Bondo Christensen
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
December 1993

Datablad/Data Sheet

Titel/ Title:	Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav <i>Marine Areas - Inlets, Coasts, and Open Sea</i>
Undertitel/ Subtitle:	Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992 <i>The Monitoring Programme under the Action Plan for the Aquatic Environment 1992</i>
Forfattere/Authors:	Gunni Ærtebjerg, Peter Sandbeck, Carsten Thye Agger, Bjarke Rasmussen, Hanne Kaas, Jørgen Nørrevang Jensen, Dorte Krause-Jensen, Peter Bondo Christensen
Afdelingsnavn/ Department:	Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi <i>Department of Marine Ecology and Microbiology</i> Afdeling for Ferskvandsøkologi <i>Department of Freshwaterecology</i>
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU, nr. 89
Udgiver/ Published by:	Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser© <i>Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute©</i>
Udgivelsesår:	1993
Redaktion/Editor: EDB-teknisk assistance:	Gunni Ærtebjerg Ole Lund Jensen
Bedes citeret:	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.
	Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse
Emneord:	Vandmiljøplan, marin, overvågning, hydrografi, eutrofiering
Redaktionen afsluttet:	22. november 1993
ISBN:	87-7772-122-5
ISSN:	0905-815x
Papirkvalitet:	90 g Multicopy
Tryk:	Tutein & Koch
Oplag:	450
Sideantal:	198
Pris:	150 kr. (incl. moms, excl. forsendelse)
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi Frederiksborgvej 399 Postboks 358 DK-4000 Roskilde Tlf. 46 30 12 00 Fax. 46 30 11 14

Indhold 3

Forord 7

Summary in English 7

1 Indledning 9

2 Overvågningsprogrammet for de marine områder 11

- 2.1 Formål og omfang 11
- 2.2 Stationsplaceringer 12
- 2.3 Måleprogrammet 12

3 Hydrografiske forhold 15

- 3.1 Vindforhold ved Sprogø 15
- 3.2 Strømningen gennem Storebælt 16
- 3.3 De indre danske farvande, enkeltobservationer 18
- 3.4 Den jyske kyststrøm 31
- 3.5 Konklusion 32

4 Næringsalte 35

- 4.1 Næringsstofbelastningen til de danske farvande 36
- 4.2 Sæson- og områdevariation af næringsstofkoncentrationer 43
- 4.3 Konklusion 50

5 Fytoplankton 51

- 5.1 Sigtdybde 51
- 5.2 Klorofyl 52
- 5.3 Primærproduktion 53
- 5.4 Masseforekomster 54
- 5.5 Toksiske alger 57
- 5.6 Konklusion 58

6 Iltforhold 61

- 6.1 De kystnære områder 62
- 6.2 De åbne farvande 66
- 6.3 Konklusion 70

7 Bundfauna (temarapportering) 73

- 7.1 Indledning 73
- 7.2 Multivariate analyser af bundfaunadata i rum og tid 74
- 7.3 Faunaens tilstand i de enkelte farvandsområder 102

7.4 Konklusion 127

8 Bundvegetation 131

8.1 Indledning 131

8.2 Udviklingstendenser for ålegræs i 1992 131

8.3 Udviklingstendenser for makroalger i 1992 138

8.4 Vegetationens afhængighed af salinitet 142

8.5 Konklusion 143

9 Vurdering af de enkelte farvandes miljøtilstand 145

9.1 Den jyske vestkyst 145

9.2 Vadehavet 146

9.3 Ringkøbing Fjord 147

9.4 Nisum Fjord 147

9.5 Limfjorden 148

9.6 Nordjyllands Kattegatkyst og Læsø 150

9.7 Mariager Fjord 150

9.8 Randers Fjord - Hevring Bugt 150

9.9 Århus Bugt - Kalø Vig 152

9.10 Horsens, Vejle og Kolding fjorde 153

9.11 Sønderjyske fjorde 154

9.12 Lillebælt 157

9.13 Fynske farvande 159

9.14 Vestsjællandske kystvande 162

9.15 Roskilde Fjord 163

9.16 Øresund 164

9.17 Køge Bugt 165

9.18 Storstrøms Amts kystvande 166

9.19 Bornholmske kystvande 169

9.20 De åbne indre farvande 169

10 Overordnet konklusion 171

11 Referencer 173

Bilag I Oversigt over materiale fra amtskommunerne 179

Bilag II Oversigt over undersøgelser foretaget i 1992:
parametre - stationer - målehyppighed 181

Bilag III Vinter- og sommermedianer af næringsalte, sigt-
dybde, klorofyl-a og primærproduktion 185

**Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelser
nationale rapporter vedrørende resultaterne af
Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1992 193**

Danmarks Miljøundersøgelser

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988. Dette er fjerde rapportering af programmet.

Hensigten med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er 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 den ændrede belastning af vandmiljøet med næringsalte.

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

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

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - fjorde, kyster og åbent hav" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 6 overvågningsoplande, og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

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

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

Summary

Marine Areas - Inlets, Coasts, and Open Sea

- Scope* This report gives an evaluation of the state of the Danish marine environment in 1992 and points out trends of important environmental parameters.
- Material* The report is based upon results of the marine monitoring program under the Action Plan for the Aquatic Environment. Data and reports are submitted by the counties, the National Forest and Nature Agency and the National Environmental Research Institute. Supplementing data were included with kind permission of the Danish Institute for Fisheries and Sea Research; the Swedish Institute of Meteorology and Hydrology, Oceanographic Laboratory; the Norwegian Marine Research Institute, Research Station Flødevigen; and the German Marine Research Institute, Kiel.
- Water exchange* In 1992, the total outflow from the Baltic was twice the mean of 1931-60. The high outflow contributed to stable layering of the inner Danish waters. Inflow of nutrient-rich water from the German Bight through the Skagerrak to the Kattegat was not observed.
- Nitrogen* The 1992 atmospheric deposition of inorganic nitrogen to the inner Danish waters (40,000 km², i.e. excluding the North Sea, the Skagerrak, and the Baltic Proper) was 41,000 tonnes which was approximately as in 1991 and about 15% less than in 1989-90.
- The nitrogen output from Danish land areas was 104,200 tonnes, or 13% more than in 1991 in spite of unchanged runoff. The reason for the increase is probably meteorological. Because of an unusually dry summer, the crops were unable to take up nutrients in the usual quantities, and the surplus of nitrogen was released to the marine areas in late 1992 during a heavy runoff in November-December.
- The seasonal variation of the runoff differed from the normal pattern. Runoff was lower than normal in January-February, while relatively high in March-May. Thus, the nitrogen was released to the inlets and other coastal areas, when the growing season of the marine plants had started, and 10-20% more nitrogen than usually was retained here. The runoff was extremely low during summer, while one third of the runoff in 1992 occurred in November-December. As this great output came, when the growing season had ended, the accumulated nitrogen might influence the biological communities in 1993.
- Phosphorus* The loading by phosphorus has been reduced in most areas. About 4,000 tonnes of phosphorus was released from Danish land in 1992. This is 16% less than in 1991 and nearly 50% less than in 1990. The reduced loading is seen in lower concentrations of phosphorus in the winter, and in prolonged periods during summer with low phosphate concentrations. The effect of reduced phosphorus load on

primary production is thought to be little, as long as the nitrogen load is high.

Phytoplankton

Observations of Secchi-depth, chlorophyll concentration and primary production show no general improvements during 1989-92, though increased Secchi-depth, decreased chlorophyll concentration and decreased primary production were seen in a few areas.

Algal blooms of a variety of species were observed in many areas. Particularly, blooms of *Chrysochromulina spp.*, *Nitzschia pseudo-delicatissima* and *Nodularia spumigena* were significant.

Oxygen

Oxygen conditions in spring and early summer were better in 1992 than in 1989-91, probably due to the low nitrogen load in January-February. Oxygen deficiency was observed 1-3 months later than in 1991, and the length of the period with low oxygen was shorter. Nevertheless, the minimum oxygen concentrations were as low as in the preceding years.

Bottom fauna

An increase of bottom fauna biomass during the 1980s in the northern Kattegat, the Skagerrak, the Wadden Sea and part of the North Sea is documented. The increase seems to be related to increased nutrient load without incidents of oxygen deficiency. In the southern Kattegat, oxygen deficiency has reduced the bottom fauna during this period. An improvement is, however, seen since 1988. In coastal zones, little change since the early 1980s is observed.

Bottom vegetation

In general, the state of the bottom vegetation did not change significantly in 1992. Species tolerant to eutrophication are abundant and eelgrass is restricted to shallow waters.

Conclusions

Improved wastewater treatment has reduced point-source emissions of inorganic nutrients, but the nitrogen output from diffuse sources has not been lowered. Hence, only locally a positive change is seen, which in part may be caused by relatively low runoff in 1989-92.

1 Indledning

Formål

Formålet med denne rapport er at give et samlet billede af miljøtilstanden i de danske farvande i 1992, samt påvise eventuelle udviklingstendenser for en række af de vigtigste parametre.

Baggrundsmateriale

Baggrundsmaterialet for rapporten er resultaterne fra Vandmiljøplanens marine overvågningsprogram i form af data og rapporter fra amtskommunerne, Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser. Desuden er data velvilligt stillet til rådighed af Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut - Oceanografiska Laboratoriet, Havforskningsinstituttet - Forskningsstasjonen Flødevigen, Norge, og Institut für Meereskunde an der Universität Kiel, Tyskland.

Rapporten fokuserer på overordnet at beskrive miljøtilstanden og de generelle udviklingstendenser i de danske farvande ud fra observationerne i 1992 og sammenligning med forholdene i 1989-91 og tidligere. Vedrørende mere detaljerede oplysninger om miljøtilstand og udvikling i lokale kystvande henvises derfor til de amtskommunale rapporter (se bilag 1).

Temarapportering: Bundfauna

Rapporten indeholder desuden en temarapportering om bundfauna. Formålet med temarapporteringer er at beskrive tilstand og udviklingstendenser for en udvalgt biologisk parameter mere dybtgående. Temarapporteringerne påtænkes gennemført i en treårig cyklus. Temarapporteringen vedrørende bundfauna er den anden i rækken. Sidste års temarapportering vedrørte bundvegetation, og næste års temarapportering vil dreje sig om plankton.

2 Overvågningsprogrammet for de marine områder.

2.1 Formål og omfang

Formål

Overvågningsprogrammet for de marine områder omfatter en række forskellige målinger af vandkemi, fytoplankton, primærproduktion, bundfauna, sediment og vegetation samt i nogle tilfælde zooplankton og bakterier. Formålet er at registrere i hvilken grad og hvordan miljøtilstanden er påvirket af næringsstofbelastningen, samt hvordan tilstanden udvikler sig på grund af ændringer i næringsstofbelastningen. Herudover ønskes mere generelt at følge udviklingen i den aktuelle fysiske, kemiske og biologiske tilstand i relevante områder.

Omfang

Overvågningsprogrammet lægger først og fremmest vægt på målinger og observationer i de farvandsafsnit, som er direkte berørt af belastningen fra land, og hvor det antages, at resultaterne af indgrebene mest sikkert kan iagttages, d.v.s. kystvande samt Øresund og Bælthavet. Overvågningssystemet omfatter desuden målinger og observationer i de åbne havområder, bl.a. hvor de indre farvande støder op til Skagerrak og den egentlige Østersø, således at det bliver muligt at opstille en referenceramme for målingerne her og i kystvandene. Systemet suppleres med målinger og observationer af klimatiske og hydrografiske faktorer (nedbør, afstrømning, vind, vandstand, strøm m.m.), således at målingerne fra de danske farvande kan sættes ind i en større sammenhæng.

Overvågningssystemet er opbygget på grundlag af følgende hovedelementer:

- Det amtskommunale tilsyn med tilstanden i fjorde, bugter og åbne kystvande
- Danmarks Miljøundersøgelses (DMU) overvågning af miljøtilstanden i de åbne danske havområder
- Skov- og Naturstyrelsens (SNS) overvågning af bundfauna og bundvegetation i Kattegat

Systemet suppleres med relevante data fra Danmarks Meteorologiske Institut, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Forsøgsanlæg Risø og andre dele af vandmiljøplanens overvågningsprogram (belastningsdata), samt med data fra vore nabolande. Overvågningen af miljøtilstanden i de åbne danske havområder er foregået siden 1974, ligesom nogle amter har tidsserier, som rækker tilbage til 1970'erne. Disse data gør det muligt at undersøge udviklingstendenser for nogle vigtige parametre.

2.2 Stationsplaceringer

Kystnære områder

Det landsdækkende overvågningssystem for kystvande, fjorde og bugter er baseret på amtskommunernes programmer for overvågning, som dækker alle relevante områder. Målestationerne er for det meste placeret på linier. I fjorde og bugter fra den inderste del ud mod åbent hav, på åbne kyster fra kysten ud mod havet, og i åbne gennemstrømningsfarvande i linier gennem de respektive farvandsafsnit. Placeringen af amtskommunernes målestationer vedrørende vandkemi er vist på figur 2.1. Programmet for bundfauna og placeringen af bundfauna stationerne er beskrevet i temarapporten om bundfauna (kapitel 7). Amterne foretager som regel målinger på stationerne en gang om måneden, men nogle amter (Nordjylland, Fyn, Århus, Storstrøm, København og Kbh. kommune) foretager desuden intensive målinger (op til 2 målinger pr. uge) på enkelte stationer.

Åbne havområder

Overvågningssystemet for de åbne havområder er først og fremmest baseret på DMU's monitorings togter. Disse omfatter 10 togter pr. år til de indre danske farvande. Et af togterne omfatter desuden stationerne i Skagerrak og Nordsøen. De danske målinger suppleres med målingerne fra Sverige, Norge og Tyskland, således at der opnås en god dækningsgrad, også for Skagerrak og Nordsøen. Placeringen af DMU's målestationer vedrørende vandkemi er vist i figur 2.1. Bundfauna monitoreres både af DMU og Skov- og Naturstyrelsen (SNS). SNS foretager desuden monitorering af bundvegetationen.

2.3 Måleprogrammet

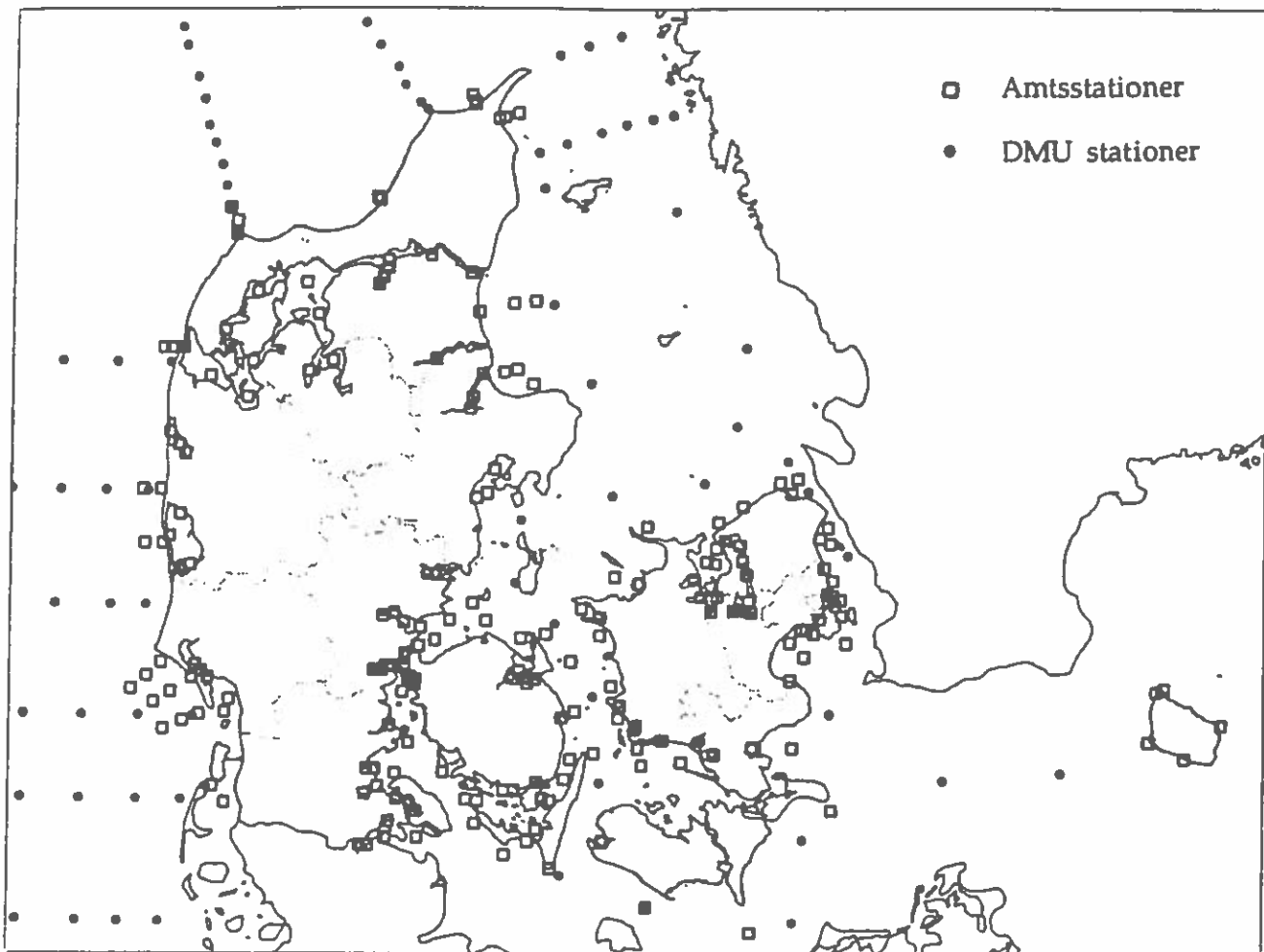
Måleparametre

Udførelsen af de enkelte undersøgelser i de kystnære områder og i de åbne havområder følger de anvisninger som er givet i "Retningslinier for marin overvågning" (Miljøstyrelsens Havforureningslab., 1988). Måleprogrammet omfatter :

- Profilmålinger af salinitet, temperatur, iltindhold og evt. klorofyl-fluorescens
- Sigtdybde
- Vandkemiske variable (total kvælstof, uorganisk kvælstof, total fosfor, orthofosfat, silicium, klorofyl, samt evt. pH, sulfid og total organisk stof)
- Biologiske forhold (primærproduktion, fytoplankton, bundfauna, bundvegetation og evt. zooplankton og bakterier)

I bilag II gives en oversigt over antal målestationer og målefrekvenser for de forskellige parametertyper fordelt på de enkelte amter og institutioner.

Måleresultaterne hos amterne og de øvrige involverede institutioner lagres lokalt, som regel på edb-anlæg i filer eller databaser. En gang om året sendes data fra nogle udvalgte stationer til DMU for at indgå i en større sammenhængende analyse af data. Desuden udarbejdes tabeller med middel- og medianværdier for de vigtigste parametre på alle målestationer. Disse tal indgår ligeledes i databehandlingen. Tabellen med medianværdier for 1992 data er vist i bilag III.



Figur 2.1. Amternes og DMU's vandkemistationer i 1992

3 Hydrografiske forhold

I dette kapitel gennemgås:

- 1) Vindforhold
- 2) Strømningen gennem Storebælt
- 3) Indre danske farvande, enkeltobservationer
- 4) Den jyske kyststrøm

Der gives en overordnet beskrivelse af hydrografiske observationer i løbet af 1992. Beskrivelsen tager udgangspunkt i vind- og strømforhold, samt salinitet (‰), koncentrationen af uorganisk kvælstof ($\mu\text{g l}^{-1}$) og af ilt (mg l^{-1}). Med dette beskrives en fysisk ramme for de mere biologisk orienterede observationer. Beskrivelsen er sammenfattende og dækker udvalgte enkelthændelser, som er karakteristiske for observationerne i de danske farvande.

3.1 Vindforhold ved Sprogø

Vindobservationerne er fra Risøs målestation på Sprogø i højden 69 m. Ved et logaritmisk hastighedsprofil er hastighederne beregnet for højden 10 m ved anvendelse af en ruhedskoefficient på 0.1 mm (Petersen *et al.* 1981). Nedenfor anvendes den beregnede vindhastighed i højden 10 m.

Vindretning

Vindretningen var overvejende vest-sydvestlig (Fig. 3.1). I løbet af hele året optrådte perioder på nogle døgn med vinde fra nordvest og sydøst. Kun fra midt maj til midt juni og siden fra midt september til midt oktober var vinden i længere sammenhængende perioder fra sydøst.

Vindenergi

Vindstyrken opløftet i tredje potens ($\text{m}^3 \text{s}^{-3}$) er et mål for den afgivne effekt (J s^{-1}) til vandsøjlen (Fig. 3.2) og kan anvendes som et mål for vindens blanding af vandsøjlen. Størrelsen af blandingen er beregnet som en glidende middelværdi v.h.a. et Parzen-filter (Madsen 1989), hvor variationer med en periodelængde kortere end 7 døgn ekskluderes. Beregningsmetoden er ændret i forhold til tidligere angivelser (Ærtebjerg *et al.* 1989, 1990 og 1991), hvor der anvendtes en simpel ugevis-gruppering af observationerne. Ugemiddelværdierne for 1980 til 1989 er dog beregnet som hidtil. Af figuren fremgår det, at vindens blandingsenergi var af samme størrelse som middelværdierne for perioden 1980 til 1989 i det meste af året. Kun enkelte uger afveg med en markant større eller lavere vindenergi. I forhold til vindobservationerne i 1991 er vindenergien lidt større i 1992's vinterkvartal (Ærtebjerg *et al.* 1992). Vinterkvartalets blandingsenergi i 1992 såvel som i 1991 er markant lavere end observationerne i 1990 (Ærtebjerg *et al.* 1991). I september og oktober var vindens blandingsenergi lidt lavere end ugemiddelværdierne for tiåret 1980 til 1989.

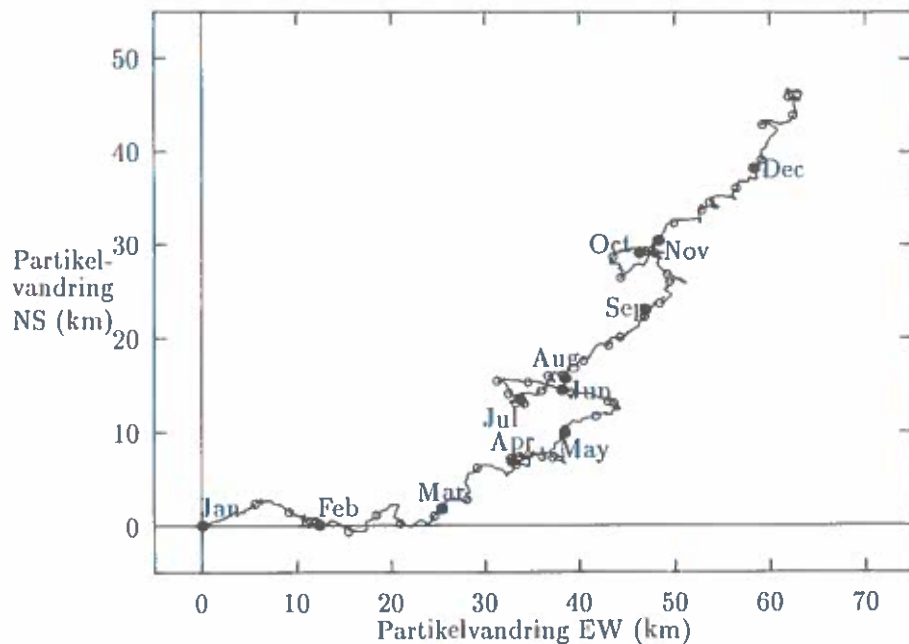


Fig. 3.1 Progressivt vektor-diagram for vinden i højden 10 m; Sprogø 1992 (Risø/SBF a/s). Sort prik månedsvis, hul prik ugevis.

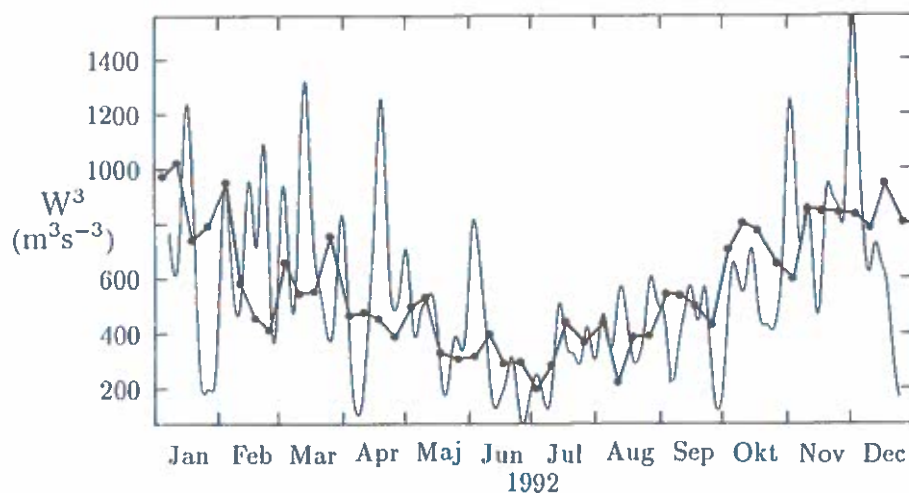


Fig. 3.2 Ugemiddelværdier af vindhastigheden i tredje potens (W^3) fra Sprogø 1992 i højden 10 m (alm. linie) sammenlignet med middelværdierne for perioden 1980-89 (fed linie) (Risø/SBF).

3.2 Strømningen gennem Storebælt

Volumenstrømmen gennem Storebælt, Q ($m^3 s^{-1}$), er beregnet ved $\Delta h + h_{kor} = KQ^2$

hvor Δh (m) er middelvandstands-differencen mellem Gedser og Hornbæk målt som døgnmiddelværdier. h_{kor} er -5.1 cm, mens K er $3,81 \cdot 10^{-5} m^{-5} s^2$; begge regnes som konstante (Jacobsen 1980).

Endvidere er forholdet mellem strømningerne i Lillebælt, Storebælt og Øresund bestemt til 1 : 7 : 3, hvilket senere undersøgelser i Storebælt og Øresund har bekræftet (Møller og Pedersen 1993). Volumenstrømmen gennem Bælthavet og Sundet kan beregnes af $\frac{11}{7}Q$. Vandstandene er indhentet fra Farvandsvæsenet. I forhold til tidligere anførte vandføringer kan der være introduceret en mindre afvigelse i størrelsen af vandføringen p.g.a. usikkerheder ved bestemmelsen af vandstanden i forhold til Dansk Normal Nul. I modsætning til beregningen af vindens blandingsenergi er vandføringen ikke beregnet ved en glidende middelværdi, men ved at gruppere vandstandene indenfor hvert døgn. Dette har sin årsag i, at beregningen af vandføringen ved en glidende middelværdi på basis af vandstandsforskelle stiller krav til regelmæssigheden i datasættet, som ikke umiddelbart var opfyldt.

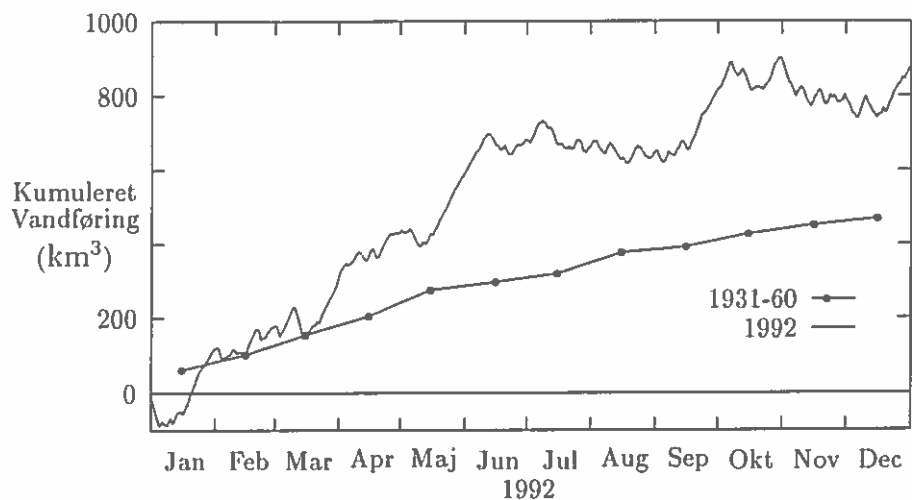


Fig. 3.3 Kumuleret vandføring gennem Øresund, Storebælt og Lillebælt i 1992 samt middelværdien for årene 1931 til 1960 (Jacobsen 1980).

Vandføring

Den kumulerede vandføring gennem Storebælt er vist sammen med middelværdien for den kumulerede vandføring i årene 1931 til 1960 (Fig. 3.3) (efter Jacobsen 1980). Et indtryk af størrelsen af den kumulerede volumenstrøm opnås ved at sammenholde den med Kattegats volumen ned til dybden 20 m; 424 km³. Af figuren fremgår det, at der i 1992 har været uge-lange udstrømninger f.eks. i slutningen af januar og marts, størstedelen af maj og sidst i september. I perioderne med langvarige udstrømninger blev der observeret moderate vindhastigheder. Kraftige indstrømningshændelser strakte sig over kortere tid, sjældent mere end en uge som f.eks. i begyndelsen af månederne januar og november samt midt i marts. Disse indstrømningshændelser optrådte i perioder med stærk vind overvejende fra vestlige retninger. I månederne juli og august samt i november til sidst i december var der indstrømning til Østersøen. Den kumulerede vandføring i 1992 var større end middelværdien for årene 1931-60.

3.3 De indre danske farvande, enkelt observationer

Januar

Indstrømning og kraftig vind

I løbet af de to første uger af januar var middelvindstyrken $10,6 \text{ m s}^{-1}$ og gav en kraftig blanding af vandsøjlen (Fig. 3.2). Yderligere mindskede indstrømmende salt vand fra Kattegat til Østersøen (Fig. 3.3) densitetsforskelle mellem overflade- og bundvand, således at vandsøjlen kunne homogeniseres, og saliniteten og temperaturen blev dermed konstante (h.h.v. 22 - 24‰ og 5°C) fra overfladen ned til dybden 35 m i Storebælt ved Romsø mellem Griben og Halsskov (Fig. 3.4).

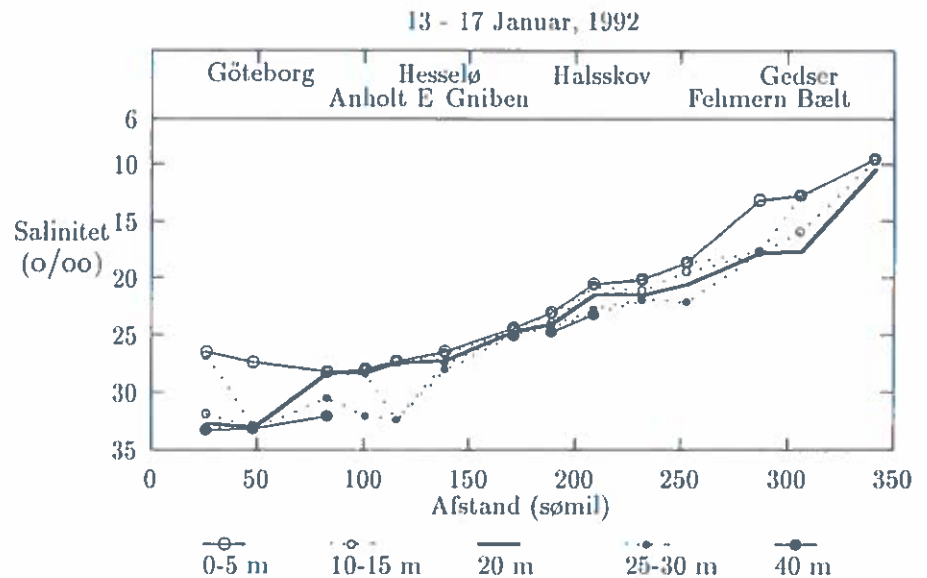


Fig. 3.4 Salinitet i Kattegat, Storebælt og v. Østersø, januar 1992. Indstrømning og kraftig vindblanding i løbet af de fire forudgående uger medførte, at de vertikale salinitetsforskelle var små.

Udstrømning og svag vind

Den tredje uge af januar aftog vinden (fra $1200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$ til $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$), hvilket medførte en udstrømning af lavsalint vand fra Østersøen samt dannelsen af en pycnoklin. Salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvand var 3 - 4‰ i Storebælt samt Fehmern Bælt, mens den i Kattegat var 7‰. Overfladesaliniteten i Kattegat var høj (26‰) p.g.a. de forudgående uger med kraftig vind.

Moderat nitratkoncentration

Koncentrationen af nitrat+nitrit var i Kattegat $25 - 150 \mu\text{g l}^{-1}$, mens saliniteten var 25 - 34,5‰ (Fig. 3.12) (vurderingen af nitrat+nitritkoncentrationen er foretaget på basis af data fra de åbne farvande). De største nitrat+nitritkoncentrationer målt ved saliniteten 33,7‰. De laveste koncentrationer observeredes i overfladevand. Mod syd i den nordlige del af Storebælt reduceredes saliniteten, og nitrat+nitritkoncentrationer hér nåede ikke over $110 \mu\text{g l}^{-1}$ i bundvandet af Storebælt og Øresund (25‰). Overfladekoncentrationerne i Storebælt var lidt større end i Kattegat. I lavsalint Østersøvand (8‰) målt nitrat+ nitritkoncentrationen $50 - 100 \mu\text{g l}^{-1}$.

Fjorde og bugter

I fjorde og andre kystnære farvande var koncentrationen af uorganisk kvælstof styret af afstrømningen fra land. Koncentrationen af uorganisk kvælstof var en faktor 2 - 5 større i det lavsaline over-

fladevand fra bunden af fjorde og bugter end ved deres munding til det åbne farvand; i f.eks. Flensborg Fjord måltedes således $380 \mu\text{g l}^{-1}$ i bunden af fjorden mod $80 \mu\text{g l}^{-1}$ ved mundingen.

Etablering af lagdeling

Februar

I forhold til januar reduceredes vindens blanding (fra $1200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$ til $800-900 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$), og vandsøjlen homogeniseredes ikke efter udstrømningen fra Østersøen sidst i januar. I den tredje uge af februar var salinitetsforskellen mellem overfalde- og bundvand øget fra 4‰ til 7-8‰ i Storebælt nord for Halsskov samt i Kattegat (Fig. 3.5). Syd for Halsskov var forskellen fortsat 4‰.

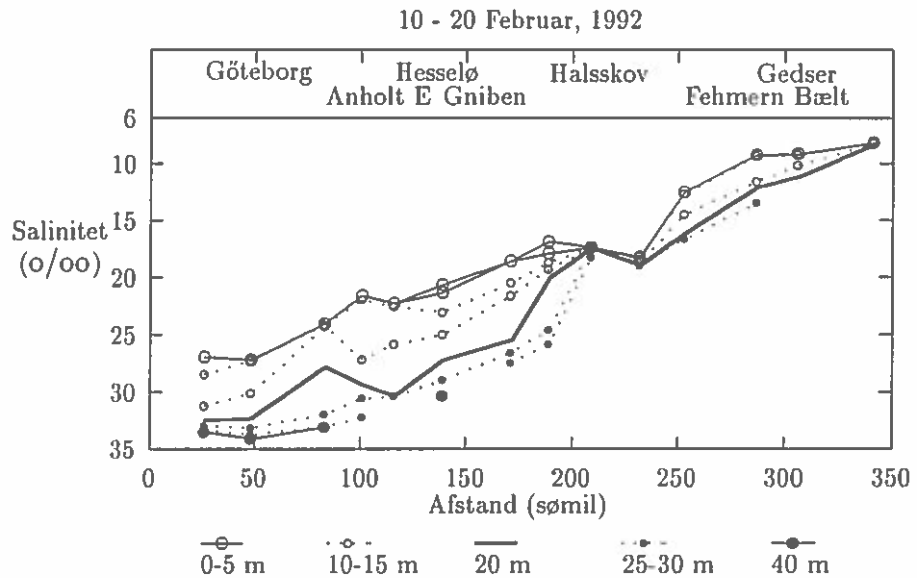


Fig. 3.5 Salinitet, februar 1992. Reduktionen af vindblanding og udstrømningen sidst i januar medførte, at de vertikale salinitetsforskelle blev øget.

Ringe volumenstrøm

I løbet af februar var der ikke nogen markant volumenstrøm gennem Bælthavet, og efter den førtes uges indstrømning til Østersøen var måneden præget af kortere perioder (3 - 4 døgn) med udstrømning fra Østersøen, som afløstes af indstrømninger.

Nitrat i bundvand

I Kattegat øgedes saliniteten i det nedre lag, og saltet vand nåede længere mod syd til Storebælt (31‰), hvor saliniteten i januar ikke havde oversteg 28‰. Med denne tilførsel af saltet vand øgedes nitrat+nitritkoncentrationen ligeledes til værdier på $70 - 150 \mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. 3.12) i Kattegat og Storebælt. I Østersøen var koncentrationen som hidtil $50 - 100 \mu\text{g l}^{-1}$. Forøgelsen i niveauet for nitrat+nitritkoncentrationen kan derfor kobles til en advektion af salt og næringsrigt vand fra den nordlige del af Kattegat, hvor de højeste koncentrationer blev observeret i januar. Lokale processer spillede dog en væsentlig rolle, og kan have været årsag til tre enkeltobservationer af nitratkoncentrationer på $160 \mu\text{g l}^{-1}$ i det salte bundvand syd for Hesselø på. Observationer nær mundingen af Isefjorden viste en nitrat+nitritkoncentration på $260 \mu\text{g l}^{-1}$, længere inde i fjorden var koncentrationen nær $1000 \mu\text{g l}^{-1}$. Saliniteten oversteg imidlertid ikke 22‰, og vandet fra Isefjorden kan ikke have haft nogen betydning for observationen af høje koncentrationer i bundvandet ved Hesselø. Det er derimod

<i>Nitrat i overfladevand</i>	muligt, at udstrømmende overfladevand fra fjorden bevirkede forhøjede koncentrationer ovenfor pycnoklinen ved Hesselø, hvor der målttes 100 - 110 $\mu\text{g l}^{-1}$ mod 70 - 85 $\mu\text{g l}^{-1}$ i det øvrige Kattegat. Et tilsvarende højt niveau for nitrat- og nitritkoncentrationen langs Nordsjællands kyst blev målt tidligere på måneden.
<i>Vandskifte i Mariager Fjord</i>	Iltmætningen i de fleste farvande og fjorde var god (70 - 100%). En kortvarig saltvandsindtrængning over tærskelen til Mariager Fjord fornyede dens bundvand sidst i januar eller først i februar, således at iltmætningen øgedes fra 20% i januar til 70% i februar. Den tilførte iltmængde blev dog hurtigt forbrugt, og i marts målttes der i bundvandet af Mariager Fjord igen lave iltmætninger (under 20%). I andre dybde huller fandtes endnu ikke tilsvarende lave iltkoncentrationer. Der observeredes ingen (Åbenrå Fjord) eller kun ringe lagdeling (det sydlige Lillebælt, salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvand var 3‰). I Åbenrå Fjord dannedes en lagdeling først i løbet af april og bundvandet i det sydlige Lillebælt var sandsynligvis dannet for nyligt og var derfor iltrigt.
<i>Kortvarig kraftig vind</i>	<p data-bbox="580 781 663 815">Marts</p> <p data-bbox="580 815 1485 1021">Vindens blanding nåede op på 1200 $\text{m}^3 \text{s}^{-3}$ i den anden uge af marts og blev fulgt af en kortvarig indstrømning. Derved dannedes et koldt overfladelag. Efterfølgende reduceredes blandingen til værdier under 600 $\text{m}^3 \text{s}^{-3}$, mens der samtidig begyndte en udstrømning af lavsalint vand fra Østersøen. Udstrømningen var kraftig midt i marts og reduceredes i løbet af april. Målinger i slutningen af den tredje uge af marts viste derfor en markant lagdeling i Kattegat; salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvand nåede op på 13‰ i det sydlige Kattegat (Fig. 3.6). Det udstrømmende lavsaline vand lagde sig hen over det kolde vand, der dannedes i begyndelsen af marts. Opblandingen af det kolde vandlag skete først under den kraftige vind i slutningen af marts, som homogeniserede vandet over pycnoklinen. Sidst i marts blev udstrømningen registeret i Århus Bugt, som et lavsalint overfladelag (17 - 20‰). Resten af foråret og hele sommeren blev der målt en lagdeling i Århus Bugt.</p>
<i>Markant lagdeling</i>	
<i>Nitrat i bundvand</i>	I løbet af marts observeredes salt bundvand længere mod syd, således at saliniteten i Storebælts bundvand øgedes til 33‰ mod 31‰ i februar og 28‰ i marts. Med dette øgedes i Storebælt bundvandets maksimale nitrat+nitritkoncentrationer fra 100 $\mu\text{g l}^{-1}$ til 155 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. 3.12).
<i>Kvælstof i overfladevand</i>	Med forårsopblomstringen i løbet af marts reduceredes koncentrationen af uorganisk kvælstof til under detektionsgrænsen i overfladevandet af Kattegat og af det nordlige Storebælt. En sådan reduktion observeredes ligeledes i kystnære farvande, hvor værdierne i februar før forårsopblomstringen havde været større (Det Sydfynske Øhav 190 $\mu\text{g l}^{-1}$ uorganisk-N, Århus Bugt 125 $\mu\text{g l}^{-1}$). I andre farvandsdele, som det sydlige Storebælt samt i Bælthav op til Horsens Fjord, var koncentrationen fortsat 40 - 100 $\mu\text{g l}^{-1}$ uorganisk kvælstof i overfladevandet. Disse højere koncentrationer kan ses i sammenhæng med en forøgelse i afstrømningen fra land i marts til maj, hvor afstrømningen i januar og februar havde været lav. Først i løbet af april reduceredes overfladevandets koncentrationer i hele Lillebælt, Storebælt samt Fehmern Bælt til under 15 $\mu\text{g l}^{-1}$.

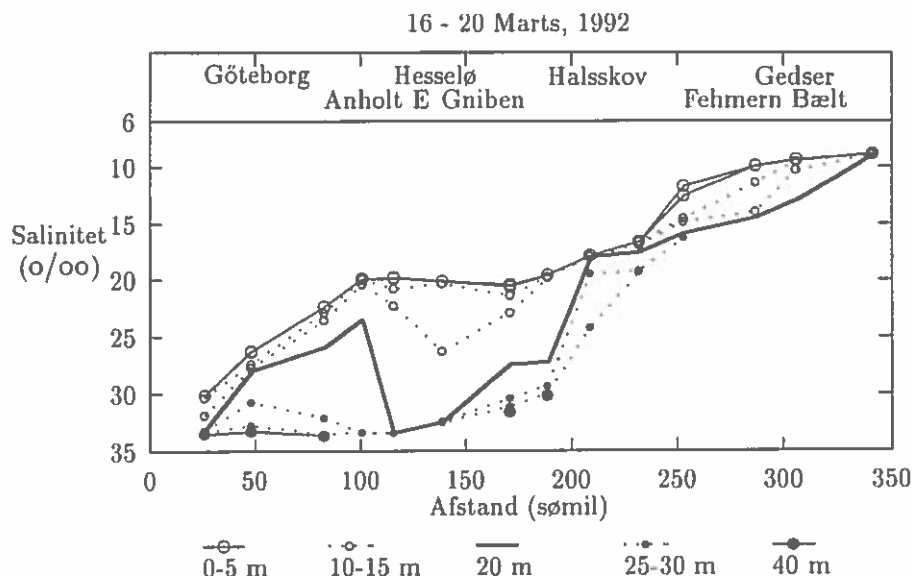


Fig. 3.6 Salinitet, marts 1992. I forhold til de forudgående måneder observeredes salt bundvand længere mod syd ved Halsskov.

Kraftig vind

April

Den første uge i april, hvor vinden var meget svag ($125 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$), afløstes af en uge med meget kraftig blæst ($1200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$, mod en ti-årsmiddelværdi på $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$). Den kraftige blæst bremsede udstrømningen fra Østersøen. De efterfølgende uger af april var vindens blanding af samme størrelse som ti-årsmiddelværdien.

Iltsvind i Sejrø Bugt

I Sejrø Bugten observeredes iltsvind (iltkoncentrationen var lavere end 2 mg l^{-1}) nær pycnoklinens skæring med bunden. Pycnoklinen løftede sig i løbet af maj, og saltere bundvand fra Storebælt fortrængte herefter det iltfattige vand fra Sejrø Bugten.

Langvarig udstrømning og overfladesalinitet reduktion

Maj

Fra begyndelsen af maj til den første uge i juni var der en markant udstrømning fra Østersøen. Årets længste sammenhængende periode med sydøstlige vinde forekom fra midt i maj til midt i juni. udstrømningen og den svage vind medførte, at lagdelingen i Storebælt ved Romsø var markant (14‰ og 31‰ i h.h.v. overflade- og bundvand). Tilsvarende kunne lavsalint overfladevandet følges i Smålandsfarvandet med (11‰ og 22‰, dybde 26 m), i det sydlige Lillebælt (14‰ og 20‰, dybde 35 m) og Als Fjord (16‰ og 20‰, 23 m). Det salte bundvand havde ikke adgang til de dybere dele af det sydlige Lillebælt og øvrige sønderjyske farvande. I det nordlige Lillebælt ved munden af Horsens Fjord var overflade- og bundsaliniteten h.h.v. 22‰ og 28‰, længere mod nord i Århus Bugt målt der ligeledes salt overfladevand fra Kattegat på 22 - 24‰. Det udstrømmende lavsaline overfladevand fra Østersøen havde endnu ikke nået disse dele af den jyske østkyst. Det skete først i den sidste uge af maj, hvor overfladesaliniteten i Århus Bugt reduceredes brat fra 24‰ til 15‰. I begyndelsen af juni målt der overfladesaliniteter i Vejle Fjord, Kolding Fjord og Horsens Fjord på h.h.v. 13‰, 15‰ og 16‰. Overfladesaliniteten øgedes igen sidst i juli. Reduktionen i overfladesaliniteten langs den syd- og midtjyske kyst har sin årsag i udstrømningen fra Østersøen, som begyndte først i maj. Det må

antages, at overfladesaliniteten i disse jyske fjorde samt Århus Bugt i overvejende grad fastlægges af overfladevandet nord for Fyn, snare-re end af tilførselen af lavsalint vand gennem Lillebælt.

Kraftig solindstråling

I løbet af den anden uge i maj øgedes solens varmeindstråling fra 100 W m^{-2} til omkring 300 W m^{-2} , og varmeindstrålingen fik betydning for vandsøjleens stabilitet. Samtidig var vinden svag, hvilket for nogle få døgn medførte dannelsen af en termoklin i de øverste meter af vandsøjlen i det sydlige Kattegat. Det stille og solrige vejr gav efterfølgende i juni og juli anledning til, at overfladevandets temperatur i Århus Bugt var omkring 5°C varmere end månedsmiddelværdien fra Sletterhage Fyr for årene 1931 - 60. Tilsvarende varmt overfladevand fandtes i de øvrige farvandsdele. Opvarmningen af overfladevandet i maj var sandsynligvis årsag til, at der målttes varmt bundvand (20‰) i det sydlige Lillebælt i løbet af juli og august.

Øget vertikal salinitetsforskel

Juni

Den markante udstrømning blev standset af en kortere periode med kraftig vind fra nordøst ($800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$ mod $350 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$ som tiårs-middelværdi). Den kraftige vind var imidlertid ikke tilstrækkelig til at øge overfladesaliniteten væsentligt, og i den tredje uge af juni blev der målt overfladesaliniteter ved Göteborg på 17‰ og salt bundvand (30‰) i det sydlige Storebælt øst for Langeland. Salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvand nåede op på 18 - 20‰ over store dele af Kattegat og omkring 10‰ i Storebælt (Fig. 3.7). Efter den kraftige vind først i juni var vindens blanding svag (omkring $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$) indtil først i juli.

Saltere bundvand og øget nitratkoncentration

I Smålandsfarvandet øgedes bundvandets salinitet fra 22‰ i maj til 30‰, p.g.a. tilstrømmende salt og næringsrigt bundvand fra Storebælt, således at koncentrationen af nitrat øgedes til $88 \mu\text{g l}^{-1}$, hvor den i maj havde været mindre end $15 \mu\text{g l}^{-1}$. I Storebælts salte bundvand (34‰) målttes tilsvarende store nitrat+nitritkoncentrationer (op til $160 \mu\text{g l}^{-1}$) (Fig. 3.12). Som i maj og juli målttes de maksimale nitrat+nitritkoncentrationer dermed i Storebælts bundvand. I Kattegats bundvand op til Göteborg var koncentrationerne lavere og nåede ikke over $140 \mu\text{g l}^{-1}$ (34‰). I det saltere bundvand (35‰) i den nordlige del af Kattegat nåede nitrat+ nitritkoncentrationen ikke over $70 \mu\text{g l}^{-1}$. Ved Göteborg var nitrat+ nitritkoncentrationen imidlertid blot $20 \mu\text{g l}^{-1}$ ned til dybden 40 m, derimod var ammoniumkoncentrationen her betydelig ($70 \mu\text{g l}^{-1}$). I det øvrige Kattegat og Storebælt nåede ammoniumkoncentrationen ikke over $14 \mu\text{g l}^{-1}$.

Mere udbredt iltsvind

Ud over Mariager fjord, som havde iltsvindsproblemer siden marts, og det kortvarige iltsvind i Sejro Bugt, begyndte andre fjorde nu også af vise lave iltkoncentrationer. I Åbenrå Fjord nedenfor dybden 30 m og ved saliniteten 23‰ målttes iltkoncentrationer lavere end 2 mg l^{-1} . I Roskilde Fjord målttes iltmætninger ned til 4% på vanddybder større end 13 m, hvor der i maj havde været en iltmætning på over 75%. Tilsvarende lave iltmætninger målttes i juli, mens iltmætningen øgedes i august til 55 - 60%.

De østlig vinde fra midt i maj reducerede vandudvekslingen i Limfjorden og gav anledning til iltsvind i Thisted Bredning og Dragstrup Vig, sandsynligvis i sammenhæng med en lagdeling i dele

af fjorden. I løbet af juni og første halvdel af juli øgedes arealet med iltsvind i Limfjorden til yderligere at dække Bjørnsholm Bugt og Skive Fjord.

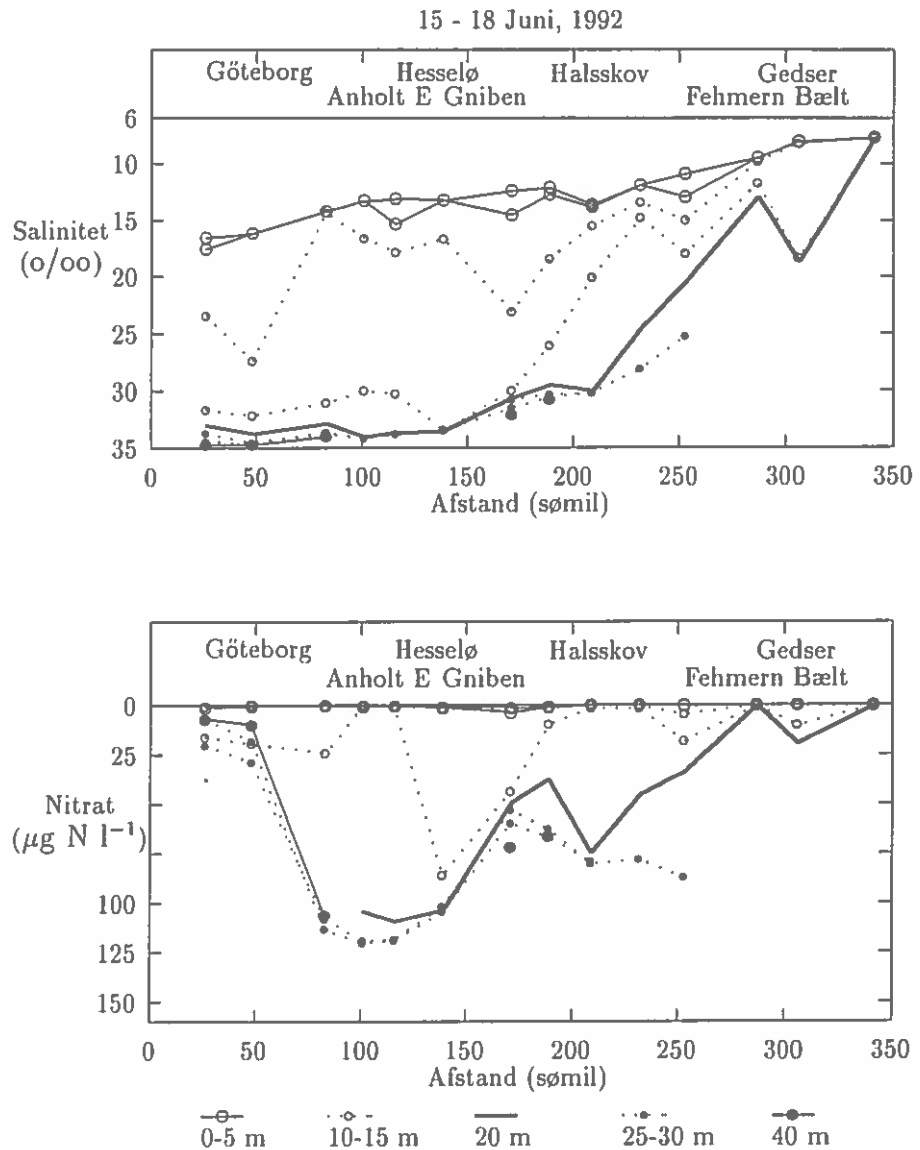


Fig. 3.7 Salinitet og nitratkoncentration, juni 1992. Vertikale salinitetsforskelle er store efter en lang udstrømning. Nitratkoncentrationen ned til dybden 40 m er lav nord for Anholt.

I det sydlige Lillebælts bundvand målttes iltkoncentrationer på 4 - 6 mg l^{-1} , mens der i Storebælt og Øresund målttes 6 mg l^{-1} . Smålandsfarvandet genspejlede, lige som ved nitratkoncentrationen, forholdene i Storebælt, og iltkoncentrationen var 6 mg l^{-1} .

Juli

Billedet af lagdelingen fra juni gentog sig; salinitetsforskellen mellem overflade og bund var 15 - 18‰ og salt bundvand (mere end 30‰) fandtes ned til Halskov. I løbet af juli var der en svag indstrømning til Østersøen, og vindens blanding øgedes fra 200 $\text{m}^3 \text{s}^{-3}$ til 400 $\text{m}^3 \text{s}^{-3}$ midt i juli. Dette kan have givet en forøgelse af saliniteten, således at det lavsaline overfladevand i Horsens, Vejle og Kolding fjorde blev

skiftet ud med saltere overfladevand fra farvandet nord for Fyn, som det blev målt sidst i juli.

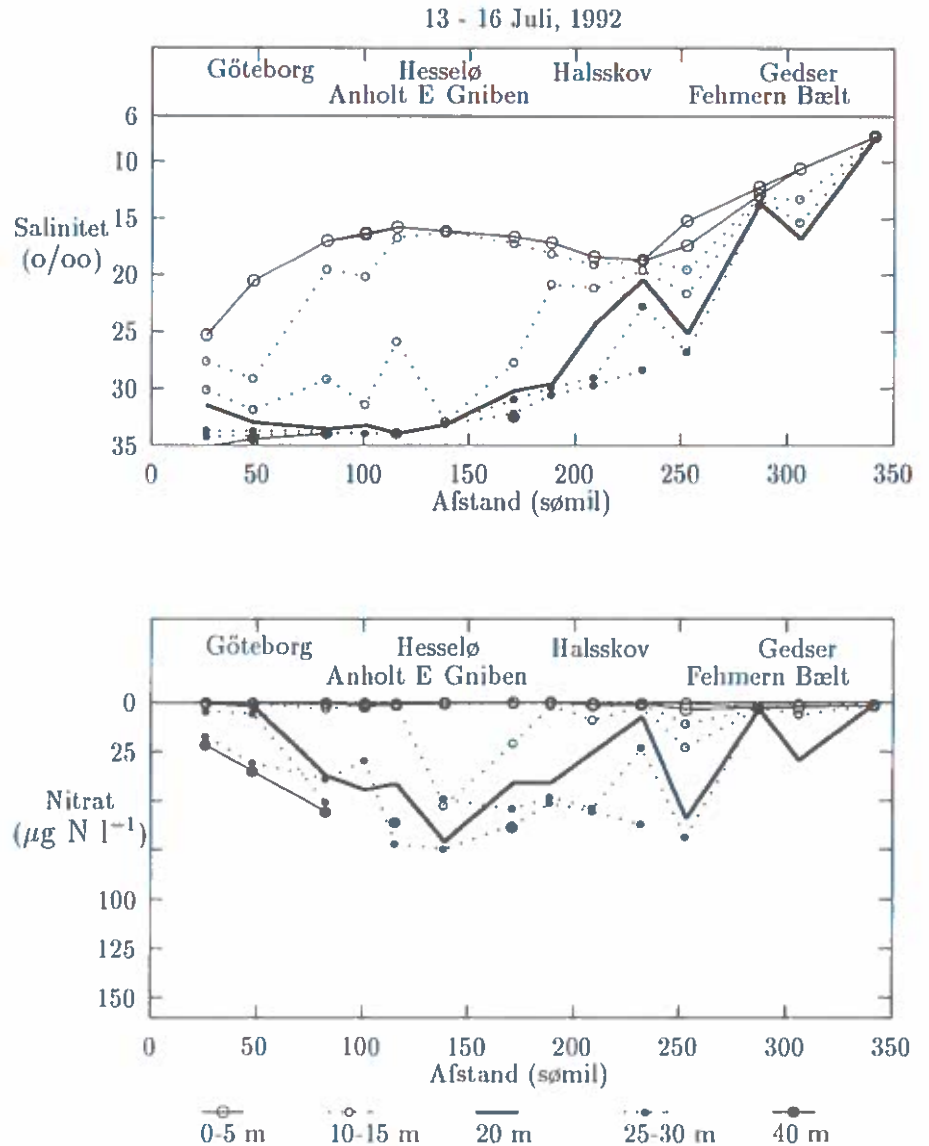


Fig. 3.8 Salinitet og nitratkoncentration, juli 1992. Tilstrømning af salt nitratfattigt vand fra Skagerrak reducerede nitratkoncentrationen nedenfor pycnoklinen ned til dybden 40 m.

Nitratkoncentration reduceres Nitrat+nitritkoncentrationen i det sydlige Kattegats bundvand med saliniteten 33 - 34‰ reduceredes til $80 \mu\text{g l}^{-1}$ (én observation på $105 \mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. 3.13)), hvor der i juni blev målt op til $135 \mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. 3.12). Som i juni var nitrat+nitritkoncentrationen i det højsaline vand (35‰) i det nordlige Kattegat lav. Ammoniumkoncentrationen var mindre end $15 \mu\text{g l}^{-1}$ i Kattegat såvel som i Storebælt. Også i Storebælt var nitrat+nitrit-koncentrationen reduceret i forhold til juni og kun enkelte observationer nåede værdier over $100 \mu\text{g l}^{-1}$.

Iltvind og vindblanding

Forøgelsen i vindens blanding midt i juli bevirkede en forøgelse af iltkoncentrationen i Limfjorden. Skive Fjord og Lovn Bredning målt der senere (september) iltvind i Limfjorden samtidig med observationen af en haloklin.

<i>Iltkoncentration i bundvand</i>	I Storebælt ved Romsø var iltkoncentrationen fortsat rimelig 6 - 7 mg l ⁻¹ , selv om iltkoncentrationen i forhold til juni (7 - 8 mg l ⁻¹) var reduceret. Smålandsfarvandet genspejlede, som i de forudgående måneder, forholdene i Storebælt m.h.t. salinitet, nitratkoncentration og iltkoncentration.
<i>Større arealer med iltsvind</i>	Iltsvindsproblemerne tog imidlertid til i andre farvandsdele, og brede sig over større arealer, således at lave iltkoncentrationer (mindre end 4 mg l ⁻¹) nu fandtes på dybder omkring 20 m ved Åbenrå Fjord og dækkede nu store dele af Lillebælt. I det nordlige Lillebælt var iltkoncentrationen omkring 4 mg l ⁻¹ , mens den i det sydlige Lillebælt nåede ned under 2 mg l ⁻¹ nær Åbenrå Fjord. Lave iltkoncentrationer eller iltfrie forhold i disse farvande kunne måles gennem længere tid. Lagdelingen af vandsøjlen her var ikke markant, men vinden i sommerperioden var svag og formåede ikke at blande vandsøjlen op, og vinden formåede heller ikke at danne tilstrækkeligt salt overfladevand, som kunne fortrænge bundvandet, som i f.eks. Lillebælt og i de sønderjyske fjorde havde en salinitet på 20 - 25‰.
<i>Reduceret salinitetsforskel</i>	August Solens varmeindstråling reduceredes og dens bidrag til stabiliseringen af vandsøjlen mindskedes. Der var ikke nogen markant strømning fra Østersøen og transporten af lavsalint Østersøvand var derfor lav. Da vindens blanding samtidig blev kraftigere kunne overfladsaliniteten øges. Derved reduceredes salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvand, således at den ikke nåede over 13‰ i Kattegat.
<i>Nitratkoncentration</i>	Ned til dybden 40 m reduceredes nitratkoncentrationen til værdier mindre end 40 µg l ⁻¹ , kun en enkelt observation i salt Skagerrak vand nåede værdier omkring 100 µg l ⁻¹ (Fig. 3.9).
<i>Opblanding af iltsvind</i>	Iltmætningen i de dybe dele i bunden af Roskilde Fjord øges til 55 - 60%, sandsynligvis p.g.a. den øgede vindblanding fra midt i juli måned samt reduktionen i varmeindstrålingens stabilisering af vandsøjlen.
<i>Iltkoncentration i bundvandet</i>	Iltkoncentrationen i Storebælts bundvand reduceredes yderligere og nåede værdier mellem 5 - 6 mg l ⁻¹ . Reduktionen i iltkoncentration i Storebælt, kunne som hidtil, følges i Smålandsfarvandet. Længere mod syd i Fehmern Bælt var iltkoncentrationen lavere, og i Hjelm Bugt, på den modsatte side af Darss tærskelen, var iltkoncentrationen lavere end 1 mg l ⁻¹ . Tilsvarende lave iltkoncentrationer eller anoxiske forhold kunne fortsat måles i Hjelm Bugt indtil midt i november. Sidst i september registreredes svovlbrinteafgivelse fra bunden i Hjelm Bugt. I størstedelen af det sydlige Lillebælt var iltkoncentrationen lavere end 2 mg l ⁻¹ . Vandskiftet i det nordlige Lillebælt og i Horsens, Vejle og Kolding fjorde forøgede iltkoncentrationen lidt i forhold til juni. Sidst i august sænkede pycnoklinen sig i Århus Bugt og salt bundvand trak sig delvist ud af bugten, samtidig med at iltkoncentrationen reduceredes fra 4 - 6 mg l ⁻¹ til 2 - 4 mg l ⁻¹ i det salte bundvand.

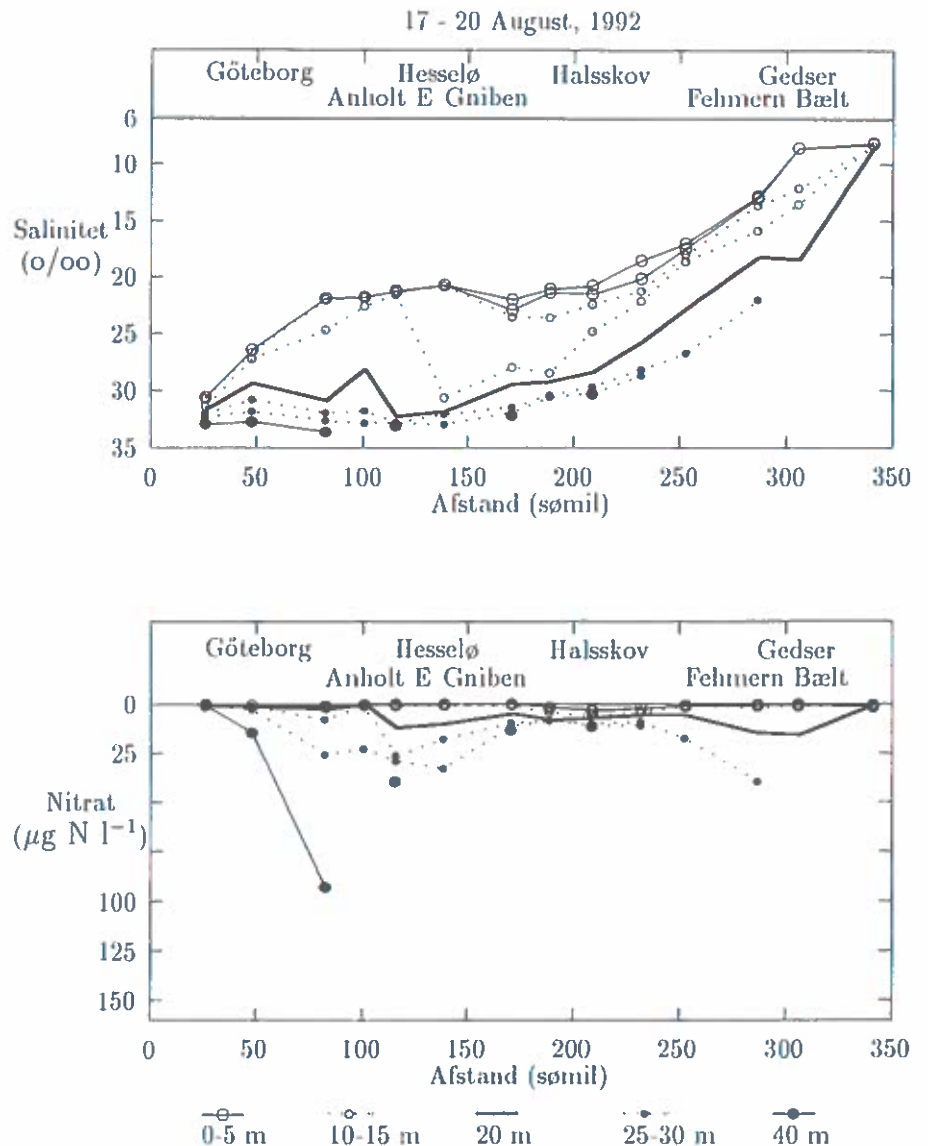


Fig. 3.9 Salinitet og nitratkoncentration, august 1992. Sommerens reduktionen i nitratkoncentration fortsatte. Kun en enkelt observation ovenfor dybden 40 m viste en koncentration nær 100 µg l⁻¹.

Øget vindblanding og ringe udstrømning

Kraftig udstrømning og lagdeling

Nitratkoncentration

September

I løbet af efteråret øgedes vindens blanding og dermed vindens opadrettede medrivning af salt bundvand. I første halvdel af september var udstrømningen af lavsalint Østersøvand ringe. Den øgede vindblanding og ringe udstrømning medførte, at overfladesaliniteten i Kattegat øgedes til 22 - 23‰. Salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvand reduceredes til 10 - 11‰ i Kattegat og Storebælt, hvor den i juni nåede op på 18 - 20‰, i juli var 15 - 18‰ og i august var 13‰. Samtidig med en længere periode med østlig vind fra midt i september til anden uge af oktober var der en kraftig udstrømning af lavsalint vand. Derved reduceredes overfladesaliniteten, og salinitetsforskellen øgedes igen, først i Storebælt og siden i Kattegat. Først sidst i september reduceredes overfladesaliniteten i Århus Bugt, og i løbet af oktober kunne der i fjordene langs det nordlige Lillebælt ligeledes måles lavsalint overfladevand som følge af denne udstrømning.

Nitrat+nitritkoncentrationen i bundvandet øgedes i såvel Kattegat og Storebælt (100 - 150 µg l⁻¹) (Fig. 3.13). Nord for Anholt var nitratkon-

centrationen fortsat lav i dybden 40 m. Som i august nåede saliniteten ikke over 34‰. Forøgelsen i bundvandets nitrat+nitritkoncentration kan ikke kobles til en transport af næringsrigt og salt vand fra Skagerrak, men kan have sin årsag i en forøget remineralisering i bundvandet, p.g.a. at temperaturen i bundvandet nåede sit maksimum på denne tid af året.

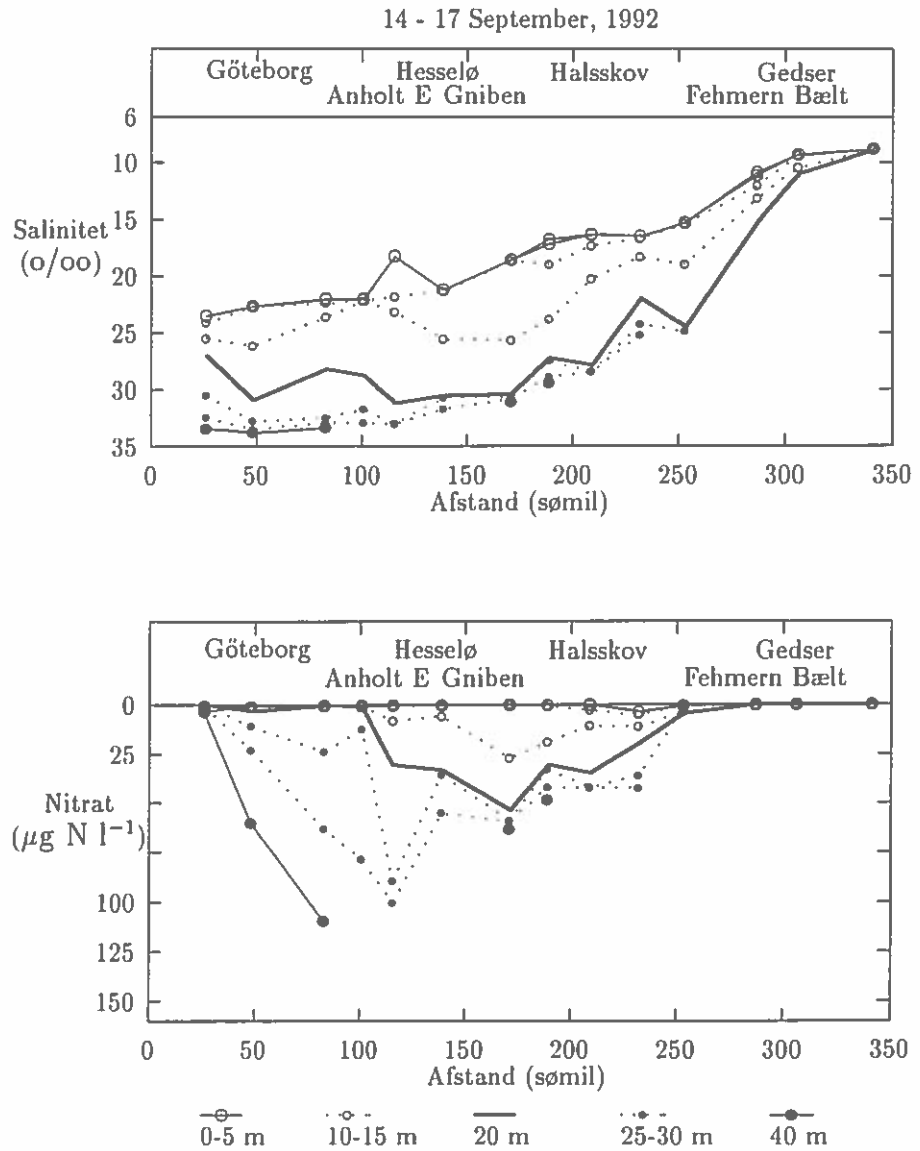


Fig. 3.10 Salinitet og nitratkoncentration, september 1992. Nitratkoncentrationen nedenfor pycnoklinen øgedes som følge af stigende bundvandstemperatur.

Iltsvindsområder

Områderne med lave iltkoncentrationer dækkede stadig større arealer, mens de lave iltkoncentrationer fulgte det nedre lags bevægelser. I løbet af oktober trak det salt bundvand sig ud af Århus Bugt. Mindre salt overfladevand nåede bunden over store del af Århus Bugt, og dermed målttes der igen iltkoncentrationer over 4 mg l⁻¹ ved bunden. Iltkoncentrationen i det salte bundvand ved munden til Horsens Fjord og Vejle Fjord var h.h.v. 3,5 mg l⁻¹ og under 2 mg l⁻¹. Iltforholdene i farvandet nord for Fyn var ligeledes ringere end i de forudgående måneder, og der målttes værdier mellem 2 mg l⁻¹ og 4 mg l⁻¹.

Fra det sydlige Lillebælt bredte iltsvindsområdet sig til Storebælts sydlige dele ved Kelds Nor. De lavere iltkoncentrationer i Storebælt og Fehmern Bælt kunne følges i Smålandsfarvandet, med iltkoncentrationer mellem 2 og 4 mg l⁻¹, hvor der hidtil ikke havde været iltsvindsproblemer. I Storebælt ved Romsø nåede iltkoncentrationen nu ned på 3 - 5 mg l⁻¹. En tilsvarende udvikling i iltkoncentrationen kunne følges i det salte bundvand i Øresund, hvor iltkoncentrationen nedenfor pycnoklinen langsomt reduceredes igennem sommeren og nåede værdier ned til 3 mg l⁻¹.

Iltsvind ved pycnoklinen

I Langelandssund observeredes iltsvind i den sydlige del af sundet, hvor pycnoklinen er i kontakt med bunden, mens iltforholdene nærmere sundets munding til Storebælt var bedre (større end 4 mg l⁻¹). I andre farvandsdele blev det ligeledes observeret, at iltkoncentrationen var lav i området, hvor pycnoklinen var i kontakt med bunden, mens der på dybere vand var større iltkoncentrationer; Sejro Bugt (april) og ved Nordsjællands kyst (oktober). Dette kan bl.a. forklares ved, at en forøget bakterie- og fytoplanktonkoncentration i pycnoklinen kan bevirke en forøget respiration i den nedre del af pycnoklinen, samtidig med at bundens respiration fik betydning for iltkoncentrationen.

Lagdeling og lavsalint overfladevand

Oktober

Den lange udstrømning af lavsalint Østersøvand, som begyndte midt i september, reducerede overfladesaliniteten, således at salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvand øgedes i forhold til de første uger i september. Nu målttes der igen salinitetsforskelle op til 16‰ (Fig. 3.11). Som nævnt registreredes denne udstrømning som et lavsalint overfladelag langs Jyllands østkyst op til Århus Bugt. Senere i oktober målttes det lavsaline vand længere mod nord i Hevring Bugt. En tilsvarende tidsforsinkelse i registreringen af lavsalint overfladevand mellem Århus Bugt og Hevring Bugt gjorde sig også gældende efter den lange udstrømning i maj.

Nitratkoncentration

Nitrat+nitritkoncentrationen nedenfor pycnoklinen var af samme størrelsesorden som septembermålingerne. Saliniteten af bundvandet øgedes til 35‰ i Kattegat (Fig. 3.13).

Iltsvindsområder

I forholdt til september øgedes arealet med lave iltkoncentrationer (mindre end 4 mg l⁻¹), således at det nu dækkede store dele af Storebælt, og det sydlige Kattegat. Periodevise pycnoklinbevægelser medførte, at der langs Nordsjællands kyst registreredes iltkoncentrationer ned til 2,4 mg l⁻¹. Tilsvarende lave iltkoncentrationer målttes ved Kullen, mens iltkoncentrationen i bundvandet umiddelbart syd for Hesselø var større (4,7 mg l⁻¹). Samtidig med en haloklindannelse p.g.a. tilstrømmende lavsalint overfladevand observeredes iltkoncentrationer på 2 - 4 mg l⁻¹ i Århus Bugt.

Vandskifte i Hjelm Bugt

Efter udstrømningen først i oktober var der to kortere perioder med indstrømning. Derved kan salt men iltfattigt bundvand have strømmet hen over Darss tærskelen, og fortrængt ældre bundvand (17‰) fra Hjelm Bugt. Da iltkoncentrationen i Fehmern Bælt imidlertid også var lav, øgede dette vandskifte ikke bundvandets iltkoncentration i Hjelm Bugt.

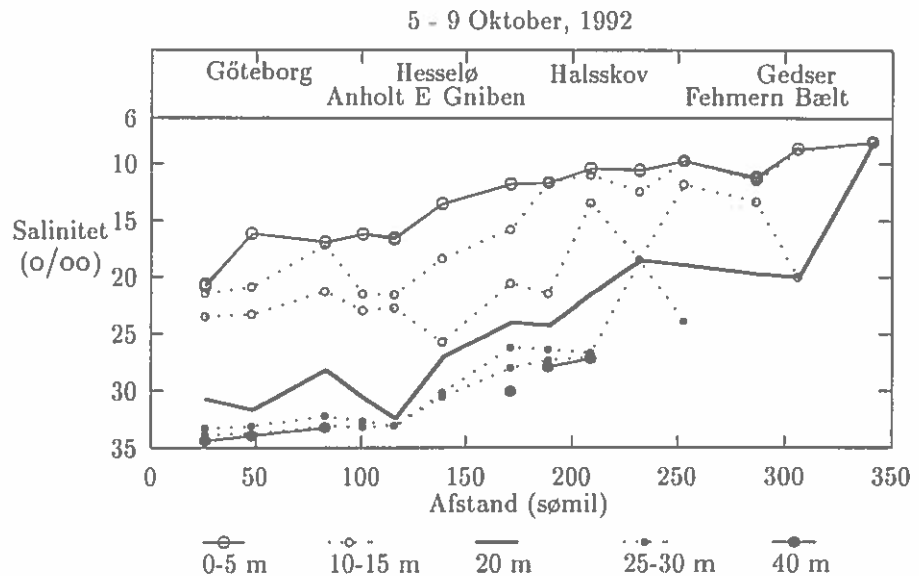


Fig. 3.11 Salinitet, oktober 1992. Udstrømningen i september forøgede de vertikale salinitetsforskelle.

Kraftig blanding og nedbrydning af lagdeling

November

Sidst i oktober nåede vindens blanding op på $1300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$, samtidig med at der var en kortvarig indstrømning til Østersøen. Salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvand reduceredes til at være mindre end 4‰ i Storebælt, mens den fortsat var 10 - 15‰ i Kattegat.

Forøgelse af nitratkoncentration

Nitrat+nitritkoncentrationen i overfladevandet øgedes til h.h.v. 40 - 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ i Kattegat og i Storebælt (Fig. 3.13). I bundvandet målted der værdier på 100 - 130 $\mu\text{g l}^{-1}$

Forbedrede iltforhold

Med den øgede blanding og dannelsen af saltere overfladevand forbedredes iltforholdene i de fleste farvande, ved dels opblanding af lagdelte farvande og dels ved, at mindre salt bundvand fra de forudgående måneder blev fortrængt af nyligt dannet saltere vand.

Kraftig vindblanding

December

I løbet af december nåede vindens blanding sin højeste værdi på $1550 \text{ m}^3 \text{ s}^{-3}$ umiddelbart før en markant udstrømning fra Østersøen begyndte. Den kraftige blæst formåede sammen med indstrømningen af danne en homogen vandsøjle i Storebælt ved Romsø, indtil udstrømningen herefter igen dannet en lagdeling sidst i December.

Mariager Fjord

I Mariager Fjord målted før og efter denne stormhændelse fortsat iltfrie forhold, som fandtes i løbet af foråret, sommeren og efteråret. Stormen bevirkede dermed ikke en udskiftning af bundvandet i fjorden.

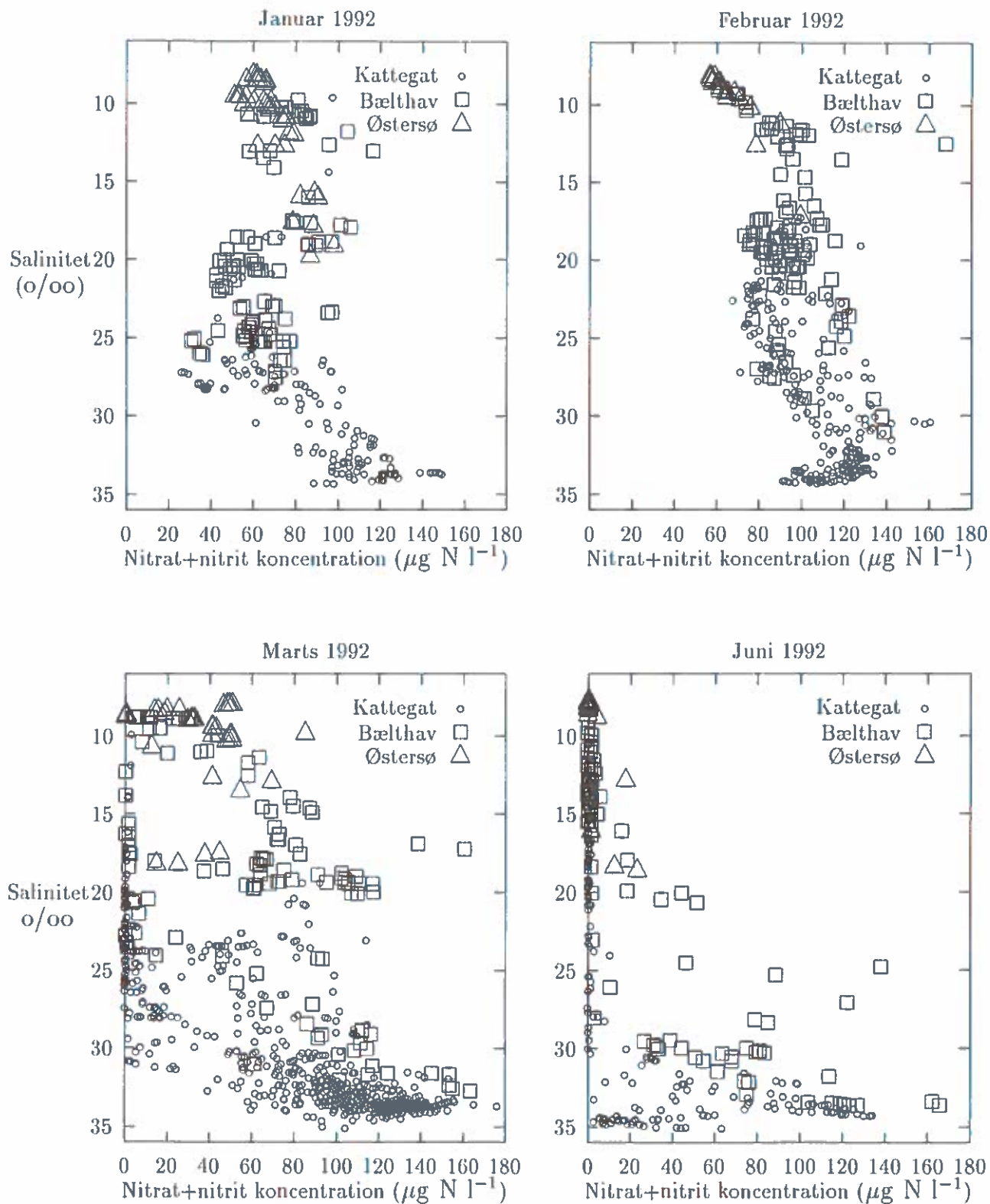


Fig. 3.12 Salinitet (‰) og nitrat+nitritkoncentration ($\mu\text{g N l}^{-1}$) fra hele vandsøjlen i Kattegat, Bælthav (inkl. Øresund) og vestlige Østersø fra de åbne farvandsdele i udvalgte måneder af 1992.

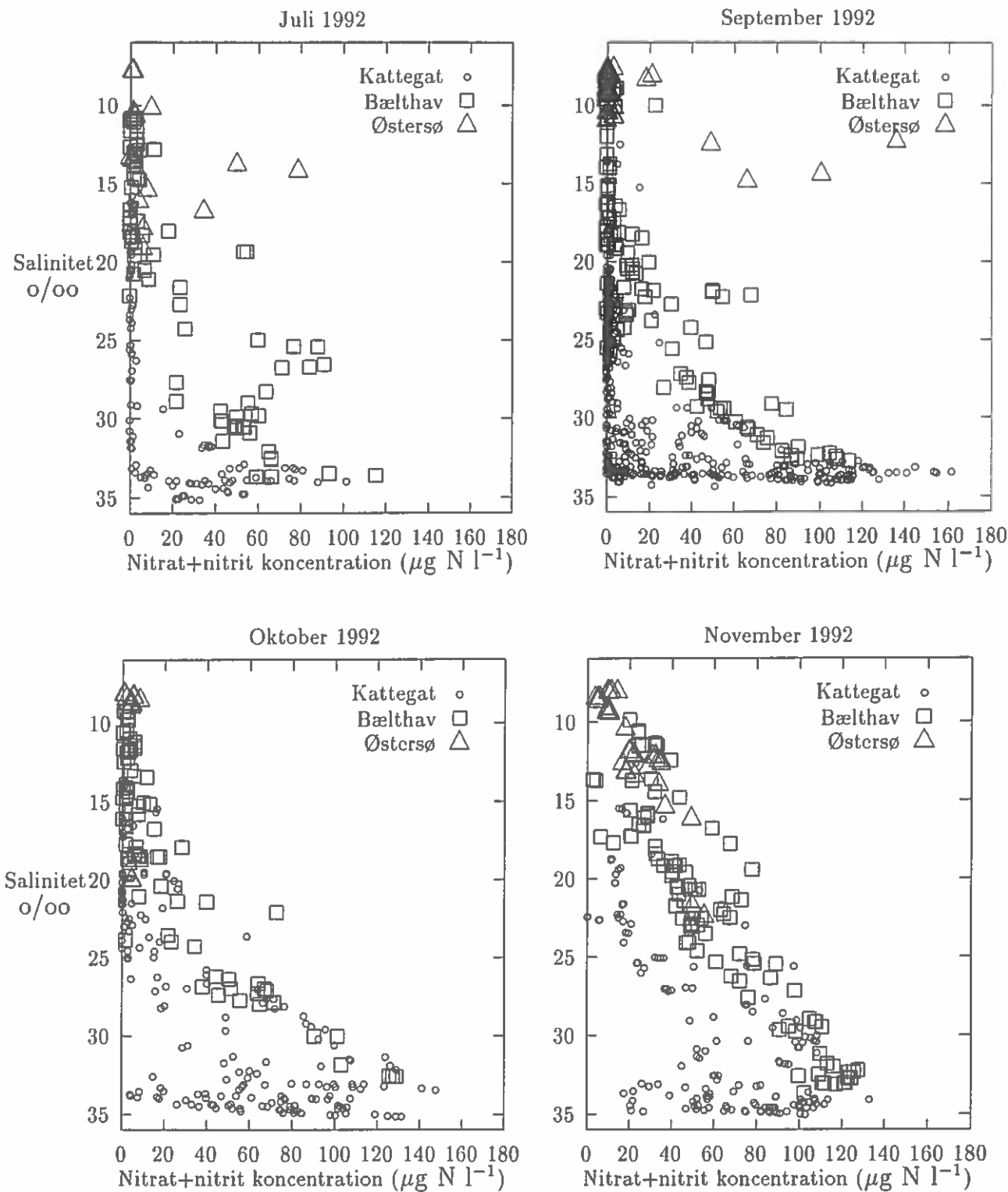


Fig. 3.13 Salinitet (‰) og nitrat+nitritkoncentration ($\mu\text{g l}^{-1}$) fra hele vandsøjlen i Kattegat, Bælthavet (inkl. Øresund) og vestlige Østersø fra de åbne farvandsdele i udvalgte måneder, 1992.

3.4 Den jyske kyststrøm

Identifikation

Forårets ferskvandsudstrømning medfører koncentrationer af nitrat og nitrit som er store i forhold til koncentrationen i de åbne farvande; koncentrationen af nitrat og nitrit er således 100 - 170 $\mu\text{g l}^{-1}$ i de åbne farvande, mens den når værdier på 1000 $\mu\text{g l}^{-1}$ i bunden af fjorde. Dermed kan et ferskvandsbidrag til næringssaltmængden i det åbne farvand identificeres som forhøjede nitrat+nitritkoncentrationer.

Jysk kyststrøms vand

I Tyske Bugt samledes udstrømmende vand fra nordvesteuropæiske floder. Sammen med vand fra Nordsøen dannede dette vand blandingsvand, hvilket i februar 1992 havde saliniteten 30,5‰, mens nitrat+nitritkoncentrationen blev 680 µg l⁻¹. Med en øget saltvandsandel reduceredes koncentrationen (mindre end 100 µg l⁻¹ ved 35‰). Saltvandsandelen øgedes fra kysten og ud mod dybere dele af Nordsøen og fra Tyske Bugt mod nord til Skagerrak.

Årscyklus

I november 1991 til juni 1992 blev forhøjede nitrat+nitritkoncentrationer målt i Tyske Bugt. Først i løbet af juli reduceredes koncentrationen og forblev lav indtil november. Transporten af nitrat+nitrit langs den jyske vestkyst var derfor lille fra juli til oktober 1992. I november forøgedes koncentrationen af nitrat+nitrit i Tyske Bugt og fulgte dermed mønsteret for 1991.

Ringes betydning for Kattegat

I januar til maj målt vand med oprindelse i Tyske Bugt langs den jyske vestkyst op til Skagerrak. Nitrat+nitritkoncentrationen i kyststrømmen reduceredes mod nord, og kyststrømmen kunne ikke entydigt påvises i Kattegat, som forhøjede nitrat+nitritkoncentrationer i det salte bundvand. Den jyske kyststrøm gav derfor sandsynligvis ikke noget markant bidrag til mængden af kvælstof i Kattegats bundvand i løbet af vinter- og forårs månederne. I Kattegat observeredes en forøgelse af nitrat+nitritkoncentrationen fra januar til februar. Idet nitrat+nitritkoncentrationen var 100 µg l⁻¹ ved saliniteten 34‰ i Kattegat, mens vand fra den jyske kyststrøm ved samme salinitet havde en koncentration på 200 µg l⁻¹ kan forøgelsen af koncentrationen i Kattegats bundvand ikke forklares ved en tilførsel af næringsrigt vand fra den jyske kyststrøm.

I løbet af foråret ændrede de maksimale nitrat+nitritkoncentrationer i Skagerrak langs den jyske kyst sig (270 µg l⁻¹ i januar og februar, 470 µg l⁻¹ marts, 220 µg l⁻¹ april og 280 µg l⁻¹ maj). Disse variationer havde deres årsag i, at kyststrømsvand med et skiftende saltvandsindhold nåede Skagerrak, således at en reduktion i saliniteten modsvarede en forøgelse i nitrat+nitritkoncentrationen for perioden november 1991 til maj 1992.

3.5 Konklusion

Vinden

Vindfeltet var som tidligere år domineret af vest og sydvestlige vinde. I enkelte uger afveg vinden markant fra middelværdien i årene 1980 - 89 med både svagtvindperioder og kraftige blandingshændelser.

Ud- og indstrømning

I løbet af 1992 var udstrømningen fra Østersøen stor med en middelværdi på 27,5 10³ m³ s⁻¹, mens middelværdien for 1931 - 60 blot er 14,9 10³ m³. Standardafvigelsen for observationerne er imidlertid 30 10³ m³ s⁻¹, og udstrømningen i 1992 var derfor indenfor rammerne af en normal hændelse.

Lagdeling

I løbet af året forekom kraftige udstrømningshændelser, der førte lavsalint vand fra Østersøen gennem de indre danske farvande. Salinitetsforskellen mellem overfalde- og bundvand nåede i Kattegat op på 20‰. Sammen med solens varmeindstråling i sommermånederne gav udstrømmende Østersøvand en lagdeling af farvandene.

Først i løbet af oktober og november var vindstyrken tilstrækkelig til at nedbryde lagdelingen, og derved blande iltfattigt bundvand op med iltligere overfladevand. Ydermere øgedes saliniteten ovenfor pycnoklinen i løbet af efteråret, således at mindre salt bundvand fra de forudgående måneder blev fortrængt.

Respiration nær pycnoklinen I områder, hvor pycnoklinen er i kontakt med bunden, observeredes lave iltkoncentrationer, mens koncentrationen var større på dybere vand i samme farvand. Det kan bl.a. forklares ved, at en forøget bakterie- og fytoplanktonkoncentration i pycnoklinen kan bevirke en forøget respiration, samtidig med at bundens respiration har betydning for iltkoncentrationen i sådanne områder.

Pycnoklinbevægelser Ved en sænkning af pycnoklinen trængte salt og iltfattigt bundvand ud på dybere vand og erstattedes af mindre salt og iltligere overfladevand. Dermed øgedes iltkoncentrationen nær kysten i det område, hvor pycnoklinen nåede bunden. Et løft af pycnoklinen gav tilsvarende en reduktion i iltkoncentrationen i dette område, når det salte iltfattige bundvand trængte tilbage til de mere kystnære områder. Derved gav pycnoklinbevægelser anledning til skift i vandmassen ved nogle faste målestationer i kystnære farvande, og her observeredes der kun periodevist lave iltkoncentrationer, selv om der var et vedvarende iltsvind i farvandet. Disse stokastiske variationer i den fysiske ramme vanskeliggør en direkte sammenstilling med f.eks. sidste års målinger. Enkeltobservationer af forbedrede iltforhold eller af iltsvind i forbindelse med bevægelser af pycnoklinen kan ikke tages til indtægt for, at iltforholdene er væsentligt forandret i forhold tidligere målinger.

Jysk kyststrøm Vand med oprindelse i Tyske Bugt kunne identificeres på nitrat+nitritkoncentrationen i Nordsøen og i Skagerrak indtil maj 1992, men ikke i Kattegat. Fra juni til november var nitrat+nitritkoncentrationen lav i Tyske Bugt. Næringssalttransporten til de indre danske farvande fra Tyske Bugt har ikke været af betydning for de indre farvande i 1992.

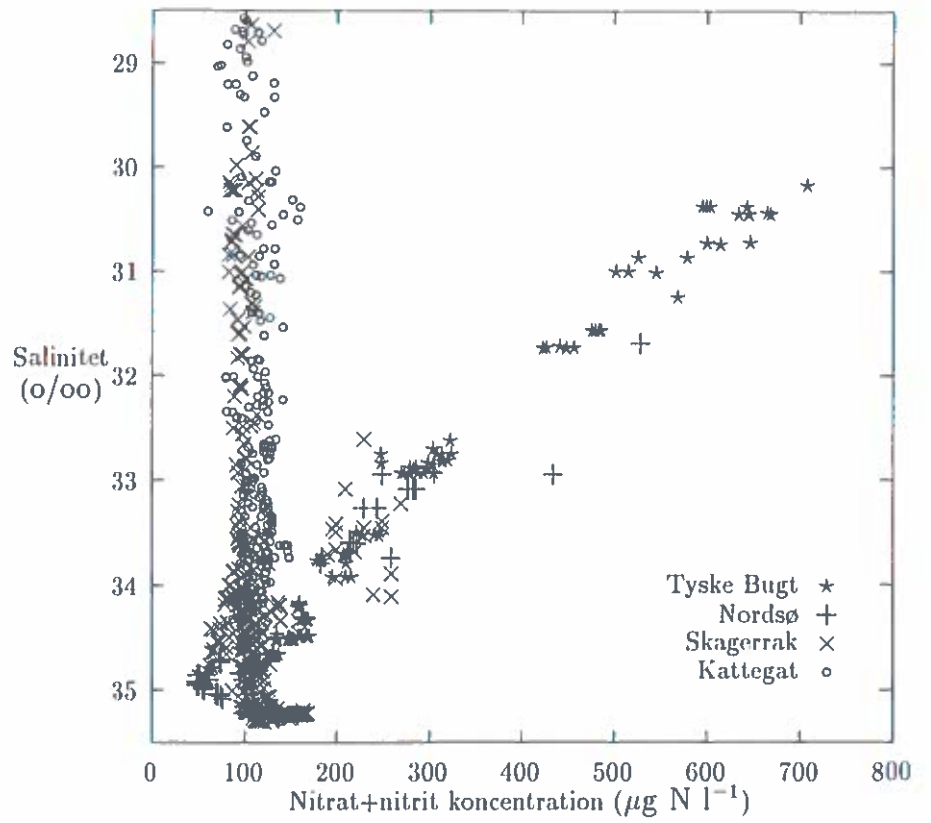


Fig. 3.14. Salinitet (‰) og nitrat+nitritkoncentration ($\mu\text{g N l}^{-1}$) i Tyske Bugt, Nordsøen, Skagerrak og Kattegat fra hele vandsøjlen, januar - februar 1992.

4 Næringssalte

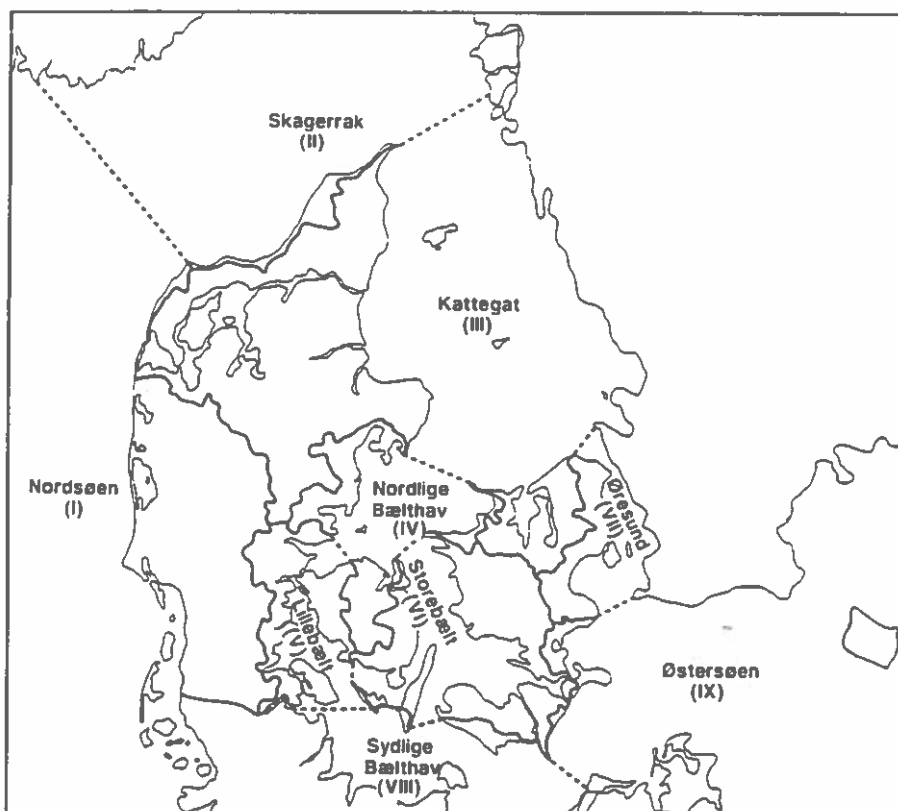
I det følgende behandles næringsstofbelastningen af de danske farvande, samt sæson- og områdevariationer i næringsstofkoncentrationerne i 1992 sammenholdt med tidligere år.

Belastningsdata

Den landbaserede tilførsel af kvælstof og fosfor til det marine miljø i 1992 fordelt på kilder er opgjort af Svendsen *et al.* (1993) og sammenlignet med tidligere år. Atmosfæredepositionen af kvælstof på de marine områder i 1992 er opgjort af Hovmand *et al.* (1993). I nærværende kapitel fremdrages derfor kun de vigtigste konklusioner fra disse rapporter, hvortil der henvises for mere detaljerede oplysninger.

Datagrundlag

Beskrivelsen af forholdene i kystvandene bygger på amtskommunernes rapporter og indberettede data, herunder rapportering af resultater fra enkelte intensive stationer med stor målehyppighed. Forholdene i de åbne farvande beskrives ud fra DMU's egne målinger, samt data stillet til rådighed fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Sveriges Meteorologiska og Hydrologiska Institut, den norske Forskningsstasjon Flödevigen og Institut für Meereskunde, Kiel.



Figur 4.1. Afstrømningsoplande til de 9 hovedområder af de danske farvande.

Forkortelser

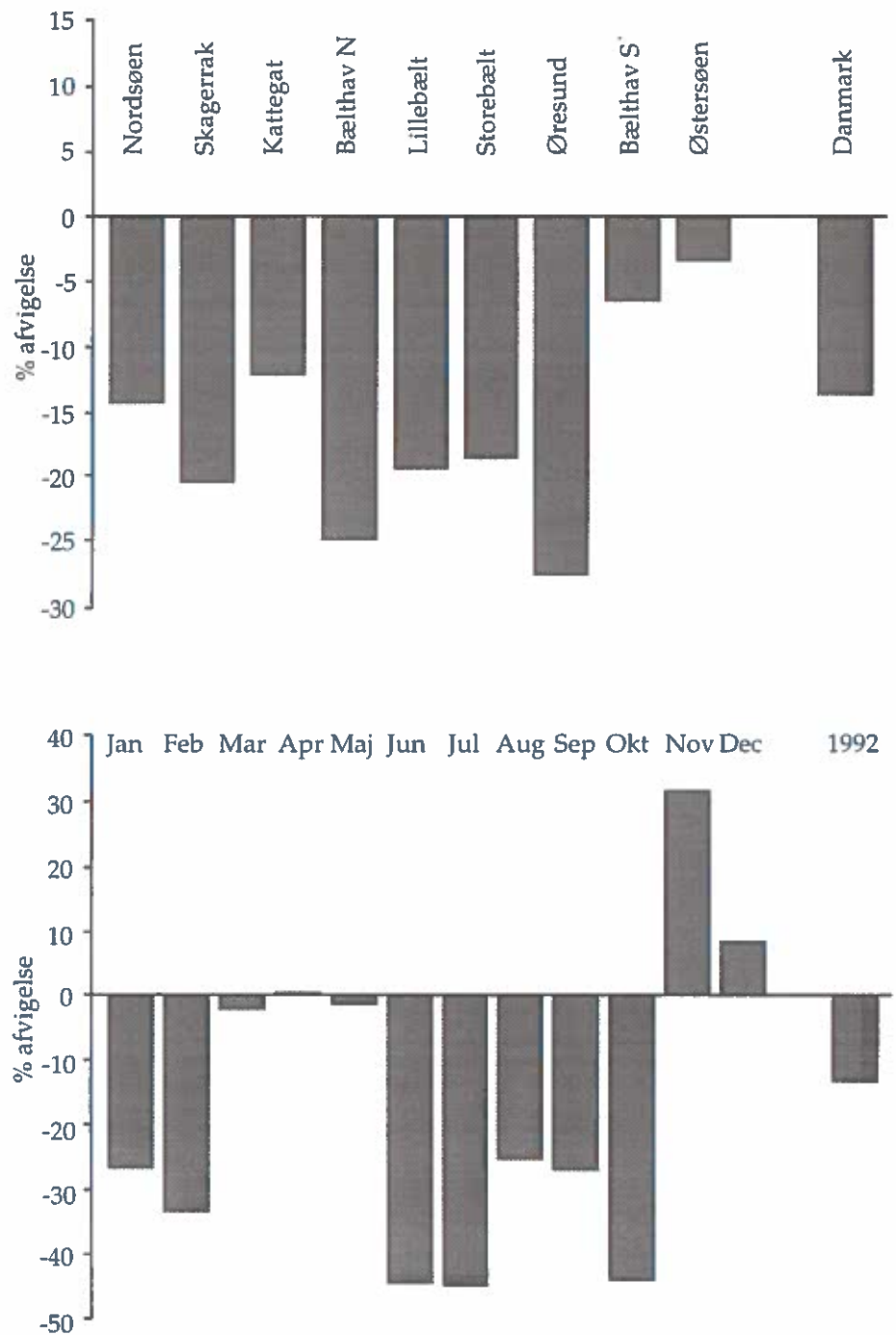
Summen af nitrat og nitrit angives i det følgende som N-uorg., mens total-kvælstof og total-fosfor angives som henholdsvis total-N og total-P. Enheden er mikrogram N eller P pr. liter ($\mu\text{g/l}$). På grund af analyseproblemer ved lave koncentrationer af NH_x er dette

ikke inkluderet i N-uorg., undtagen når det drejer sig om deposition fra atmosfæren, eller det er direkte angivet.

4.1 Næringsstofbelastningen til de danske farvande

4.1.1 Ferskvandsafstrømning

Størrelsen af ferskvandsafstrømningen til kystområderne er styrende for kvælstofbelastningen og afhænger af nedbøren. Afstrømningsoplandene til de enkelte farvandsområder fremgår af figur 4.1. På



Figur 4.2. Øverst: Ferskvandsafstrømningen i 1992 til forskellige farvande i forhold til middel 1981-90. Nederst: Månedlig ferskvandsafstrømning til samtlige danske farvandsområder i 1992 i forhold til middel 1981-90.

landsplan var årsafstrømningen i 1992 af samme størrelse som i 1991, men ca. 14% lavere end i middel for perioden 1981-90 (Fig. 4.2). Afstrømningen til de indre farvande alene var 7,5% lavere end langtidsmiddel for perioden 1942-90.

Sæsonvariation

Den sæsonmæssige variation i afstrømningen afveg i 1992 meget fra middelastrømningen for perioden 1981-90 (Fig. 4.2). Vinteren 1991-92 var meget tør, og afstrømningen december-februar var 29% under det normale. Afstrømningen i foråret var meget tæt på det normale, mens den var ekstremt lav i perioden juni-oktober (godt 40% lavere). Især i november var afstrømningen usædvanligt høj, og afstrømningen i november-december udgjorde 28% af årsafstrømningen. Afstrømningsunderskuddet var frem til oktober på 24%.

Belastning 1992

4.1.2 Landbelastning

Fra Danmark tilførtes farvandene i 1992 ialt 104.192 t total-N og 4.006 t total-P. Dette er henholdsvis ca. 13% mere og 16% mindre end i 1991. Når kvælstofbelastningen er steget på trods af samme afstrømning, skyldes dette sandsynligvis, at afgrøderne under den usædvanligt tørre sommer ikke har kunnet udnytte den tilgængelige kvælstofgødning, der derfor er udvasket i slutningen af året (Svendsen *et al.* 1993). For fosfors vedkommende skyldes reduktionen først og fremmest udbygning af rensningsanlæg, og fosforbelastningen er siden 1990 faldet med ca. 48%.

Sæsonvariation

I tabel 4.1 er vist den månedsvise tilførsel af total-N og total-P i 1992 til de enkelte farvandsområder, idet den årlige direkte punktkildebelastning er fordelt ligeligt på årets 12 måneder. Bemærk at belastningen til f.eks. Nordsøen og Kattegat indbefatter belastningen til de tilgrænsende fjorde.

Kvælstofbelastningen følger variationen i ferskvandsafstrømningen. I januar-februar 1992 var kvælstofbelastningen væsentlig lavere end i de to foregående vintre. I foråret var den derimod højere, og ca. 29% af årsbelastningen fandt sted i månederne marts-maj efter planteproduktionens start. Kvælstofbelastningen i sommerperioden var usædvanligt lav som følge af den lave afstrømning, og kun ca. 16% af årsbelastningen fandt sted i månederne juni-oktober. Hele 33% af årsbelastningen fandt sted i november-december efter fytoplanktonets produktionsperiode, og påvirkede således ikke de biologiske forhold i 1992. Afhængig af intensiteten af vandudvekslingen gennem de danske farvande i vinteren 1993 vil en større eller mindre del af belastningen i november-december 1992 indgå i puljen i foråret 1993.

Sæsonvariationen i fosforbelastningen følger generelt afstrømningen og kvælstofbelastningen, men med betydeligt mindre udsving, da fosforbelastningen især stammer fra punktkilder med en antaget konstant udledning over året. 26% af hele fosforbelastningen fra Danmark udledtes til Øresund. Her er belastningen fra 1991 til 1992 faldet med ca. 15%, først og fremmest på grund af væsentlig mindre vandafstrømning end i 1991 (Svendsen *et al.* 1993).

Tabel 4.1. Månedsvis landbelastning fra Danmark i ton total-kvælstof og total-fosfor til de enkelte farvandsområder i 1992.

Ton N

Farvandsområde	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Maj	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	Total
Nordsøen	2623	2205	2958	1998	1556	699	591	810	1128	1670	5237	4141	25616
Skagerrak	355	310	388	230	191	86	81	91	103	151	497	449	2932
Kattegat	3877	3312	4760	4112	2372	974	900	1053	1225	1442	4467	5073	33567
Nordlige Balthav	948	738	1211	791	456	158	142	170	171	190	1297	1545	7817
Lillebælt	1175	1003	1255	783	604	257	236	282	324	419	2178	2052	10568
Storebælt	1880	1441	2078	1388	591	215	178	171	185	215	1576	2940	12858
Øresund	720	612	673	532	442	410	411	414	411	436	613	760	6434
Sydlig Balthav	127	116	183	85	21	5	4	4	5	11	259	258	1078
Østersøen	374	346	524	265	95	53	51	51	53	69	723	720	3324
Total	12079	10083	14030	10184	6328	2857	2594	3046	3605	4603	16847	17938	104194

Ton P

Farvandsområde	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Maj	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	Total
Nordsøen	63	53	65	50	42	30	29	32	33	41	81	71	590
Skagerrak	15	16	17	16	16	11	13	15	12	12	17	17	177
Kattegat	93	87	98	87	75	51	56	68	65	58	88	90	916
Nordlige Balthav	19	17	23	18	16	11	11	12	11	12	21	20	191
Lillebælt	43	40	42	37	36	33	32	35	36	36	49	45	464
Storebælt	57	45	47	37	32	28	27	26	28	28	45	59	459
Øresund	88	86	88	86	84	82	83	83	83	86	88	86	1023
Sydlig Balthav	3	2	3	2	1	1	1	1	1	1	3	3	22
Østersøen	16	15	17	13	12	11	12	11	12	12	17	16	164
Total	397	361	400	346	314	258	264	283	281	286	409	407	4006

Tabel 4.2. Månedsvise atmosfærisk våd- og tørdeposition af uorganiske kvælstofnæringsalte ($\text{NO}_x + \text{NH}_x$) i 1992 ved Anholt, i det nordlige og i det sydlige Bælthav, i $\text{kg N/km}^2/\text{md}$.

	Anholt		Bælthav N		Bælthav S	
	Våd	Tør	Våd	Tør	Våd	Tør
Januar	30	6	28	16	43	16
Februar	44	6	45	13	54	13
Marts	73	9	79	20	76	20
April	110	9	132	28	105	28
Maj	25	12	25	30	20	30
Juni	0	17	0	42	0	42
Juli	95	15	125	41	126	41
August	111	18	169	37	114	37
September	57	10	47	35	80	35
Oktober	63	7	87	33	85	33
November	82	7	62	17	97	17
December	30	7	34	20	39	20
Årssum	720	123	833	332	839	332

Sæsonvariation

4.1.3 Atmosfæredeposition af kvælstof

I tabel 4.2 er vist den månedsvise våd- og tørdeposition af kvælstof ($\text{NO}_x + \text{NH}_x$) fra atmosfæren i 1992 for tre områder, nemlig Anholt, det nordlige og det sydlige Bælthav. Våddepositionen var ligesom i 1991 høj i marts-april og desuden i perioden juli-november, mens den var lav i maj og nul i juni. Tørdepositionen var størst i perioden april/maj-september/oktober. Mellem 70% og 80% af både våd- og tørdepositionen fandt sted indenfor planternes produktionsperiode marts-oktober. Da produktionen oftest er kvælstofbegrænset, og depositionen direkte tilføres de fysiske vandlag, udnyttes atmosfæredepositionen i denne periode umiddelbart til produktion af organisk stof.

Årsdeposition 1992

Den atmosfæriske tilførsel i 1992 af uorganisk kvælstof til de indre farvande (areal: 40.000 km^2) er ud fra målinger og ved hjælp af modeller beregnet til ca. 41.000 t kvælstof, svarende til en middeldeposition på $1,02 \text{ t N/km}^2/\text{år}$ (våddep.: $0,81 \text{ t/km}^2$; tørdep.: $0,21 \text{ t/km}^2$). Depositionen var størst i kystnære områder, og våddepositionen varierede således fra $0,78 \text{ t/km}^2$ i middel for Kattegat til $0,85 \text{ t/km}^2$ i middel for Bælthavet, mens tørdepositionen varierede fra $0,12 \text{ t/km}^2$ til $0,33 \text{ t/km}^2$ mellem de samme to områder. Våddepositionen var omtrent den samme i 1991 og 1992, men af størrelsesordenen 15% lavere end i 1989 og 1990. Da beregningsmetoden for tørdeposition i 1992 er ændret, kan der ikke siges noget om ud-

viklingstendenser i tørdeposition (Hovmand *et al.* 1993). Depositionen af uorganisk fosfor fra atmosfæren til de indre farvande i 1992 er beregnet til 6 kg P/km², svarende til ialt 240 t (Hovmand *et al.* 1993).

Betydning

I arealmæssigt større kystvande og de åbne farvande er atmosfærebidraget af N-uorg. af væsentlig betydning, især om sommeren hvor afstrømningen er lav, og fytoplanktonproduktionen kvælstofbegrænset. F.eks. i Århus Bugt udgjorde atmosfærebidraget i sommermånederne ca. 40% af kvælstoftilførslen. I de fynske kystvande med et areal på 4.000 km² udgjorde atmosfærebidraget (incl. tørdeposition og organisk-N) i 1992 45% af hele kvælstofbelastningen, mens afstrømning og punktkilder udgjorde henholdsvis ca. 50% og 5%. I visse sommersituationer udgjorde kvælstofdepositionen fra atmosfæren størsteparten af belastningen. Også fosfordepositionen fra atmosfæren synes af væsentlig betydning. Af den totale fosfortilførsel til de fynske kystvande udgjorde depositionen (incl. tørdeposition og organisk fosfor) ca. 32%, mens afstrømningen og punktkildeudledninger hver udgjorde ca. 34%.

Tabel 4.3. Samlet belastning til de indre danske farvande i 1992. De tyske opgørelser gælder dog for 1990, og de svenske er foreløbige tal. *= kun uorganisk.

Kilde	Tp		Inorg. P		TN		Inorg. N	
	t/år	%	t/år	%	t/år	%	t/år	%
Danmark	3075	64	2460	70	72322	43	65100	44
Atmosfæren	240*	5	240	7	41000*	25	41000	28
Sverige	865	18	296	8,5	42771	26	32200	22
Tyskland	633	13	506	14,5	10079	6	9100	6
Total	4813	100	3502	100	166172	100	147400	100

Samlet belastning

4.1.4 Samlet belastning af de indre farvande

Den samlede belastning til de indre farvande (Kattegat, Øresund og Bælthavet incl. tilgrænsende fjorde) i 1992 kan opgøres som angivet i tabel 4.3, dog med det forbehold, at oplysningerne fra Sverige (incl. Göta Elven) er foreløbige (Åtgärdsgrupp Väst, 1993), og at oplysningerne fra Tyskland gælder for året 1990 (HELCOM, 1993). Oplysninger om den uorganiske andel af totalbelastningerne fra Danmark i Svendsen *et al.* (1993) er anvendt for danske og tyske udledninger, og oplysninger i Olsson & Löfgren (1990) er anvendt for svenske udledninger. Trods de seneste års reduktion i fosforudledningen var Danmark ansvarlig for hovedparten af fosforbelastningen til de indre farvande, mens atmosfæredepositionen af uorganisk fosfor kun udgjorde ca. 7%. Med hensyn til kvælstof udgjorde Danmark den største enkeltkilde (godt 40%), mens atmosfæren og Sverige hver bidrog med ca. 25% af tilførslen, og Tysklands bidrag var ringe.

4.1.5 Tilbageholdelse af næringsstoffer i fjorde

En række amter har for 1992 og/eller tidligere år foretaget beregning af nettotransport af kvælstof og fosfor fra fjorde til åbne far-

vande, samt af intern belastning fra havbunden. Beregningsmetoderne har været forskellige og er næppe sammenlignelige, og usikkerheden på bestemmelserne er betydelig, dels fordi koncentrationsmålinger af næringsstoffer oftest kun er foretaget en gang om måneden, dels fordi der ikke er taget hensyn til den dispersive transport ved hyppige vandføringsvariationer, f.eks. tidevand. Trods den meget store usikkerhed på beregningerne, giver de dog værdifulde oplysninger om størrelsesordenen af næringsstoftransporterne.

Ringkøbing Fjord

Stoftransport fra Ringkøbing Fjord til Vesterhavet er beregnet for årene 1986 til 1991. 40-50% af den årlige kvælstoftilførsel på 6-7.000 t N eksporterades til Vesterhavet, mens 50-60% blev fjernet fra vandfasen, formentligt ved denitrifikation og eventuelt ved permanent deponering i bunden. Fosforbelastningen til fjorden var i 1986 ca. 230 t, og denne var i 1991 reduceret til ca. 130 t. Nettotransporten var i 1990-91 omkring 70-90% større end belastningen til fjorden på grund af frigivelse fra fjordbunden.

Limfjorden

Nettovandskiftet i 1992 på ca. 9,6 km³ var større end i et normalår, og indstrømningen af næringsfattigt Nordsøvand til Limfjorden var derfor større i 1992 end ellers. På årsbasis eksporterades i 1992 ca. 10.600 t total-N fra Limfjorden til Kattegat, svarende til ca. 50% af belastningen fra land og atmosfæren. Medregnes nettotilførslen fra Nordsøen eksporterades kun ca. 40% af Limfjordens samlede kvælstoftilførsler til Kattegat. Kvælstoffjernelsen i 1992 på ca. 60% af den totale kvælstoftilførsel til Limfjorden var væsentlig højere end i de foregående år, hvor den var på godt 40%. Af total-P eksporterades netto 715 t til Kattegat og 82 t til Nordsøen. Dette svarer ialt til 204% af belastningen fra land og atmosfæren. De resterende 424 t total-P i massebalancen stammer fra intern belastning med fosfor frigivet fra fjordens bundsediment. Fosforbalancen afveg ikke fra de to foregående år.

Mariager Fjord

Af den totale tilførsel fra land og atmosfæren til Mariager Fjord eksporterades ca. 40% af kvælstofbelastningen og 170% af fosforbelastningen til Kattegat. Også Mariager Fjord havde en stor intern fosforbelastning. Netto blev ca. 14 t total-P frigivet fra sedimentet. Af de ca. 490 t total-N eksporteret var ca. 60% på uorganisk form, henholdsvis 45% som NO_x og 15% som NH_x. Af de ca. 35 t total-P eksporteret var ca. 58% i form af fosfat. Også for Mariager Fjord var kvælstofeksporten til Kattegat i 1992 lavere end i 1991, men også fosforeksporten var lavere end i 1991, både i absolutte tal og relativt til fosfortilførslen.

Vejle Fjord

For Vejle Fjord er der med en model udviklet i et samarbejde mellem Vejle Amt og Århus Universitet foretaget massebalanceberegninger for perioden 1988/89-90. I 1990 var nettoeksporten fra Vejle Fjord henholdsvis 63% af kvælstofbelastningen og 16% af fosforbelastningen fra land. Den store tilbageholdelse af fosfor skyldtes formodentligt, at dette udledes i den inderste del af fjorden med rimelige iltforhold ved bunden, samt ringe intern belastning fra sedimentet.

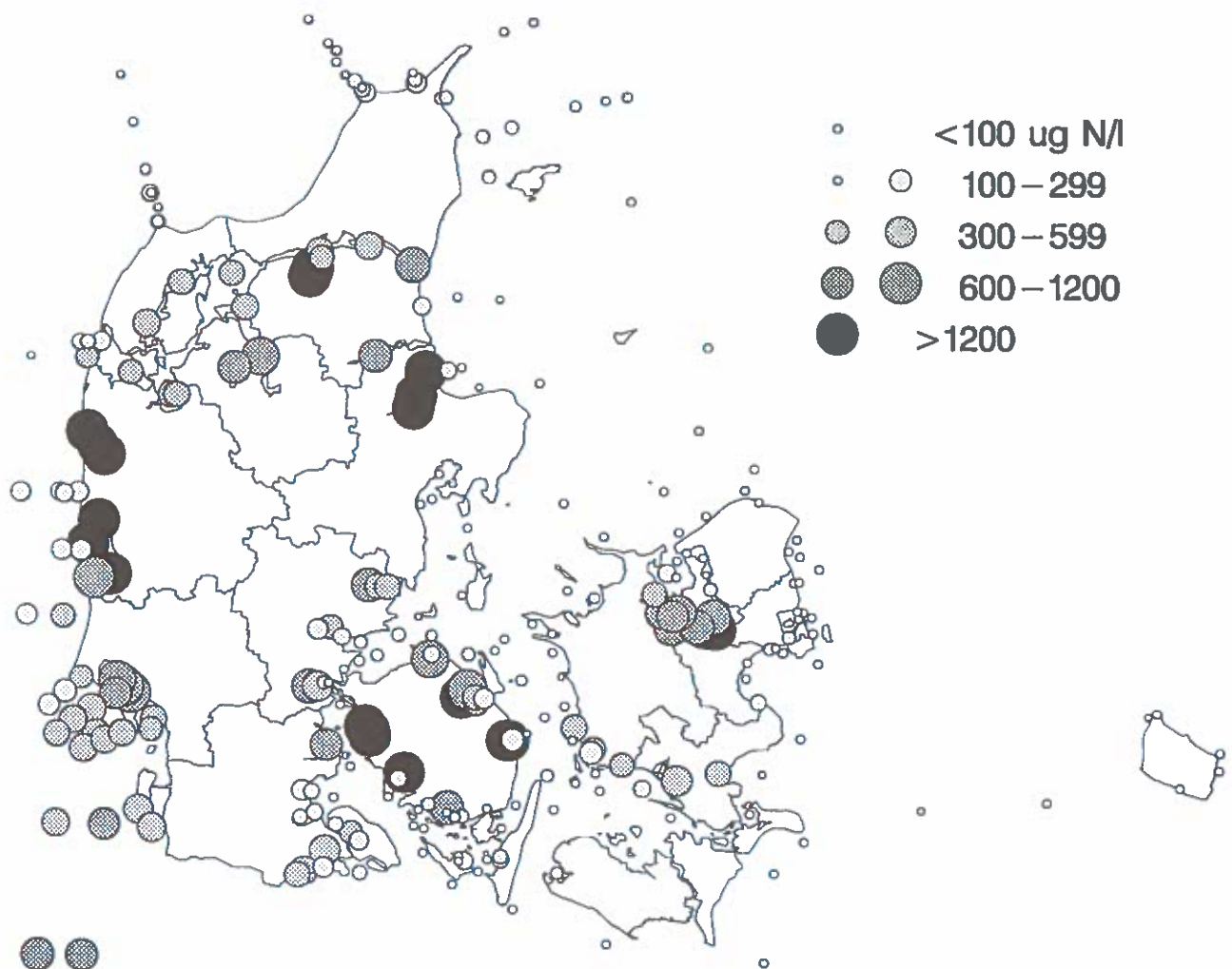
Kertinge Nor

Ved hjælp af den matematiske model MIKE11 er den interne belastning af Kertinge Nor beregnet for 1991 og 1992. I 1991 er den

interne belastning beregnet til 17 t N og 4,5 t P, hvilket svarer til henholdsvis 35% og 225% af den eksterne belastning. Frigivelsen i sommerperioden er beregnet til i størrelsesordenen 200 kg N og 40 kg P pr. dag, hvilket er et ikke uvæsentligt bidrag til planternes næringsstofforsyning. I 1992 er den interne belastning beregnet til 82 t N og 5,9 t P. Den interne belastning i sommerperioden 1992 er beregnet til 700 kg N og 70 kg P pr. dag. Årsagen til den store forskel mellem 1991 og 1992 er, at tråldagedækket i maj 1992 var meget tyndt eller fraværende. En kraftig temperaturstigning øgede omsætningen og iltforbruget i sedimentet. De herved frigivne næringssalte blev afgivet til vandfasen, hvor de medførte masseforekomster af planktonalger, der skyggede for bundvegetationen. I modsætning til 1991 fungerede tråldalgemåtter altså ikke som et effektivt filter mellem sediment og vandfase.

Skælskør Fjord-Nor

Fra Skælskør Fjord og Nor eksporteredes i 1992 ca. 35% af kvælstofbelastningen og ca. 60% af fosforbelastningen til Aggersø Sund, mens ca. 53% af kvælstofbelastningen blev denitrificeret i sedimentet. Den store fosforeksport tyder på, at sedimentets bindingskapacitet for fosfor er mættet. Dette afviger ikke fra forholdene i 1990.



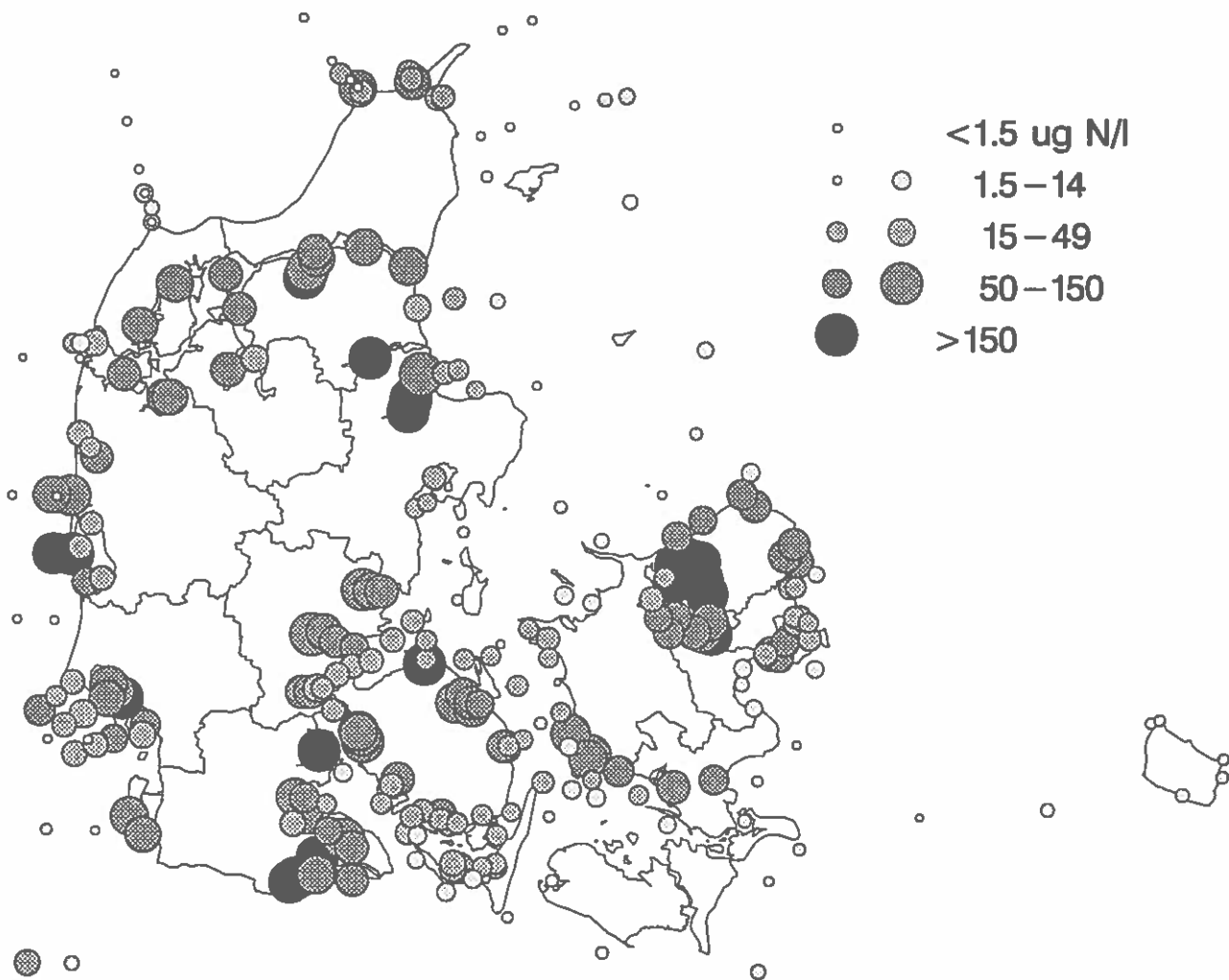
Figur 4.3. Vintermedianer 1991/92 (dec.-feb.) af nitrat+nitrit ($\mu\text{g N/l}$).

Fra Korsør Nor eksporteredes ca. 20% af kvælstofbelastningen til Storebælt, mens ca. 40% denitrificeredes i sedimentet i noret. Kun ca. 25% af fosfortilførslen eksporteredes til Storebælt. Dette svarer til forholdene i 1990.

4.2 Sæson og områdevariation af næringsstofkoncentrationer

Vintermedianer

I figurene 4.3 til 4.6 ses vinter-mediankoncentrationer december 1991-februar 1992 af uorganiske næringsalte i overfladen. Idet den enkelte måling på de kystnære stationer er meget afhængig af den umiddelbart forudgående afstrømningssituation, og der i de fleste tilfælde kun indgår få målinger i beregningen, er medianværdien behæftet med stor usikkerhed. De højeste vinterværdier af næringsalte blev observeret i de mest lukkede fjordområder og nor, hvor tilførslen fra land er størst i forhold til områdets vandvolumen og udveksling med åbne farvande. Desuden fandtes relativt høje koncentrationer i Vadehavet og langs Vestkysten. Fra de lukkede områder aftog koncentrationen af næringsalte ud mod de åbne farvande, hvor indholdet var lavest.



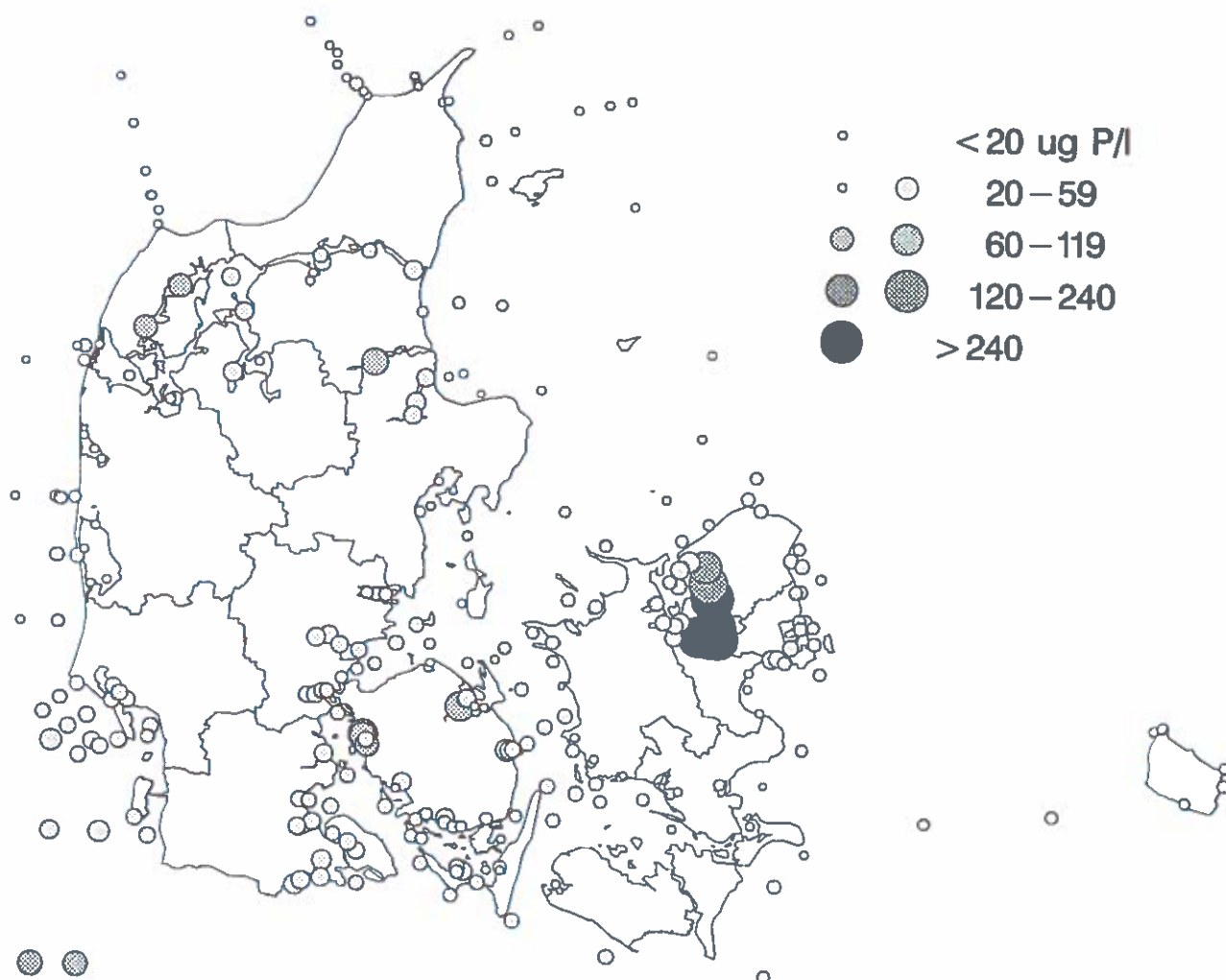
Figur 4.4. Vintermedianer 1991/92 (dec.-feb.) af ammonium ($\mu\text{g N/l}$).

Sommermedianer

I figurene 4.7 til 4.10 ses sommer-mediankoncentrationer maj-september 1992 af uorganiske næringssalte i overfladen. På grund af flere målinger er sommer-medianerne bestemt med større sikkerhed end vinter-medianerne. Generelt ses samme fordeling som om vinteren med de højeste koncentrationer i de mest lukkede farvandsområder og de laveste i de åbne farvande.

N-uorg.

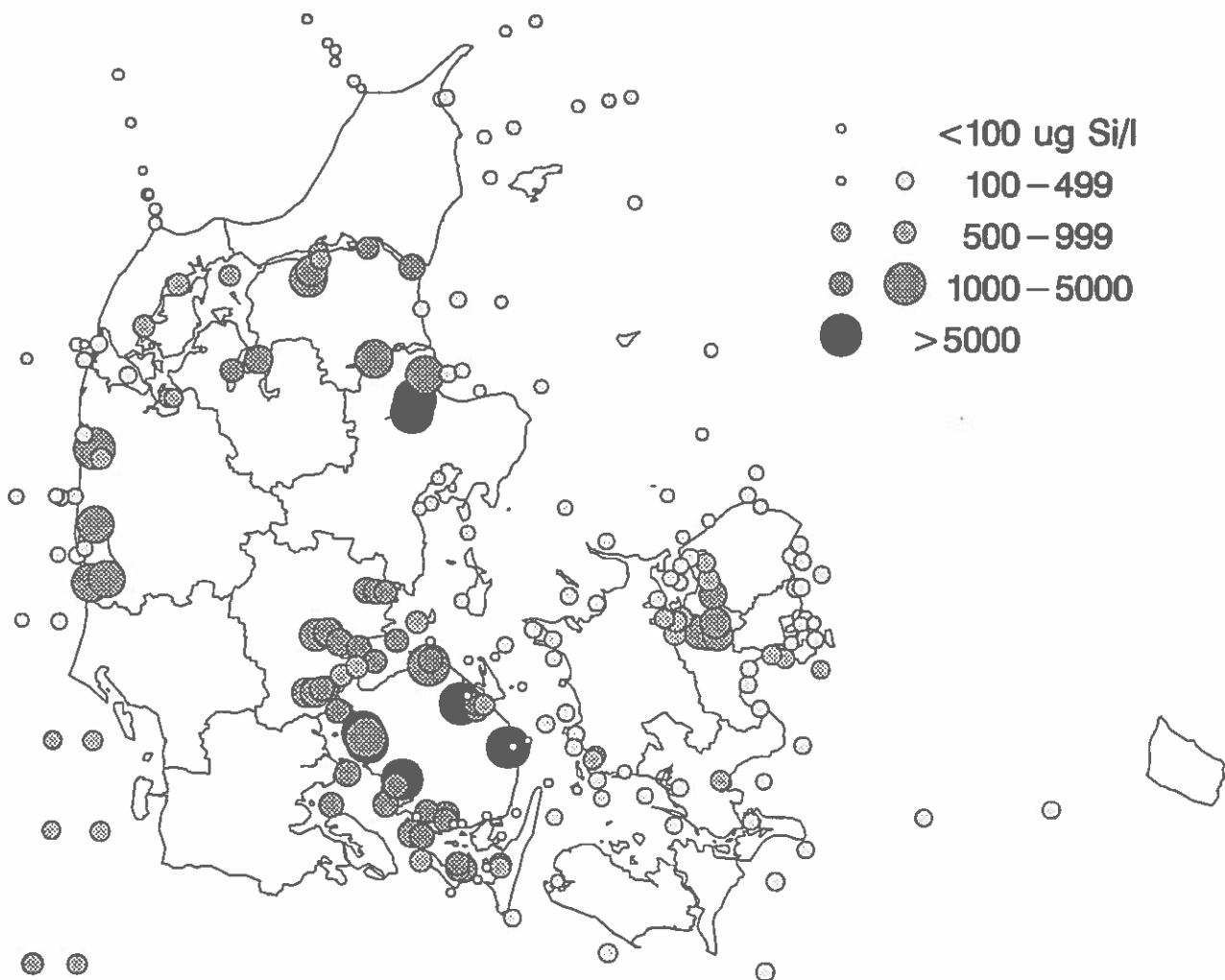
Den lave kvælstofbelastning i vinteren 1991-92 afspejles i de åbne farvande og i mange kystområder som relativt lave vinter-medianer af kvælstof. Iøvrigt adskilte kvælstofkoncentrationerne i kystområderne sig i 1992 ikke væsentlig fra tidligere år. Kun i få afgrænsede områder som Svendborg Sund ses en nedgang som følge af reduceret punktkildebelastning. Dette kan skyldes, at den relativt store kvælstofbelastning i marts-maj i høj grad blev tilbageholdt i kystområderne af fytoplankton og bundvegetation og i resten af året indgik i kystområdernes biologiske omsætning. Dette støttes af, at tilbageholdelsen af kvælstof i f.eks. Limfjorden og Mariager Fjord i 1992 var 10-20% større end i tidligere år. Desuden synes primærproduktion og iltforbrug i de åbne farvande i første halvdel af 1992 at have været relativt lavt (jvf. Kap. 6).



Figur 4.5. Vintermedianer 1991/92 (dec.-feb.) af fosfat ($\mu\text{g P/l}$).

N-begrænsning

I de mere åbne områder af de indre farvande var sommer-medianen af N-uorg. generelt under $10 \mu\text{g/l}$ (Fig. 4.7), og primærproduktionen har derfor potentielt været kvælstofbegrænset gennem store dele af sommeren 1992. Kvælstofbegrænsningen var mest udtalt i de mest åbne områder, hvor perioden med kvælstofbegrænsning sandsynligvis strakte sig fra marts/april til oktober. Fra de åbne områder aftog perioden med kvælstofbegrænsning mod de mest lukkede og belastede områder, men kun i stærkt belastede områder som Randers Fjord, Haderslev Fjord og Halkær Bredning var N-uorg. indholdet aldrig begrænsende. I det nordlige Vadehav blev der i sommeren 1992 for første gang målt så lave N-uorg. koncentrationer, at kvælstof i perioder kan have begrænset primærproduktionen. De lave koncentrationer kan skyldes den usædvanligt lave kvælstofbelastning i sommeren 1992, men også kvælstofoptagelse af de observerede store mængder fritflydende grønalger. Der er i 1992 en tendens til, at kvælstofbegrænsning indtræffer senere i fjordene end i 1991. Mulige forklaringer på dette er dels, at fytoplanktonets forårsopblomstring i 1992 startede senere end i 1991, og dels at en væsentlig del af kvælstofbelastningen i 1992 fandt sted i perioden marts-maj.



Figur 4.6. Vintermedianer 1991/92 (dec.-feb.) af silikat ($\mu\text{g Si/l}$).

Ammonium

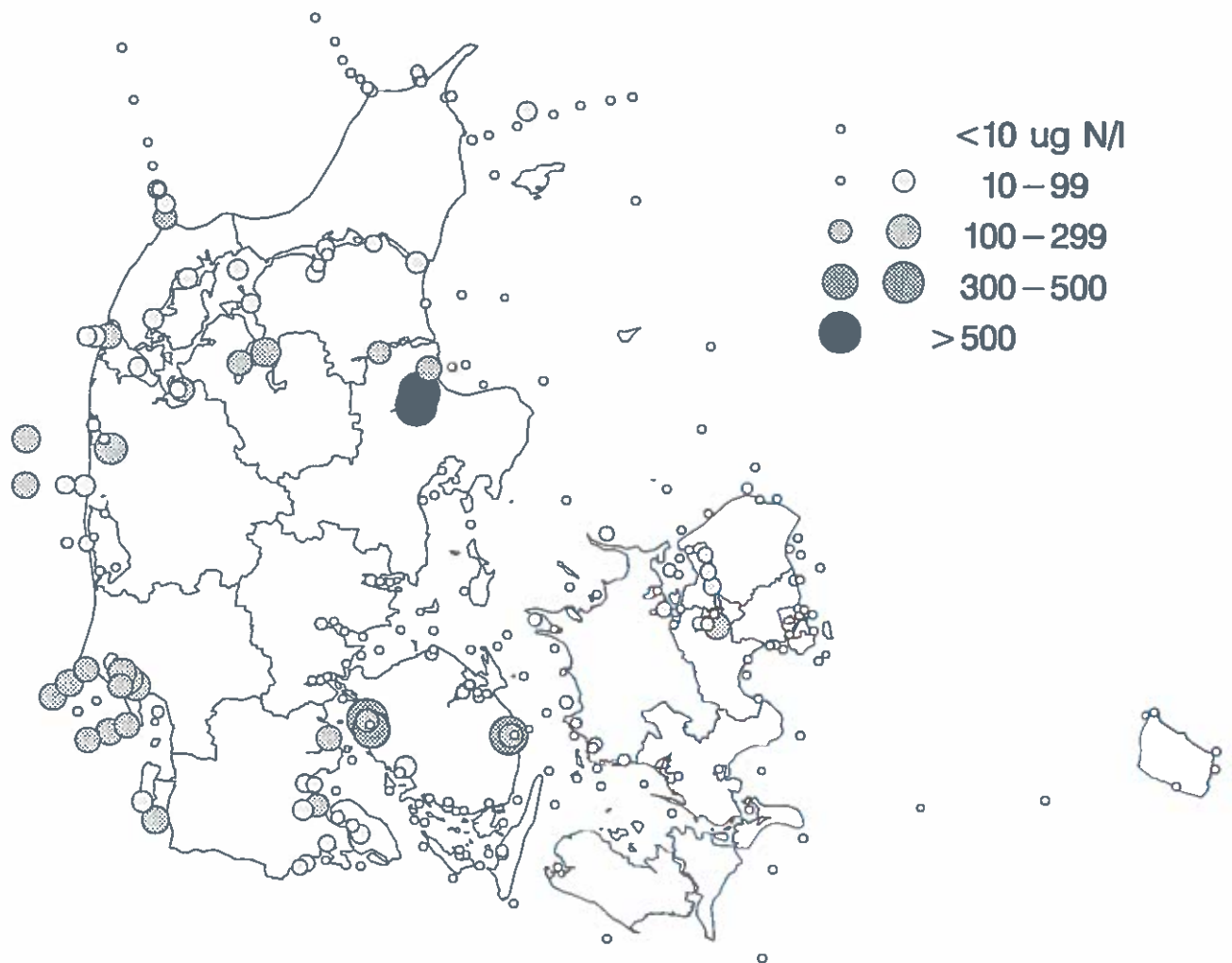
Ammonium er en meget dynamisk parameter. Den aktuelle koncentration er bestemt af balancen mellem hastigheden, hvormed det dannes ved nedbrydning af organisk stof, og hastigheden hvormed det fjernes ved optagelse af planter og omdannelse af bakterier til nitrit og nitrat. Sommer-medianer for ammonium (Fig. 4.8) kan betragtes som et relativt mål for remobiliseringshastigheden af kvælstof i forhold til primærproduktionen. Sommer-medianerne for ammonium i overfladen er højest i lukkede fjorde, Vadehavet og lavvandede kystområder, hvor der ikke er lagdeling, så pelagialet modtager ammonium fra sedimentet. De høje ammoniumkoncentrationer langs Vestkysten i Ringkøbing Amt er ikke umiddelbart forklarlige.

Fosfat

I overensstemmelse med den faldende fosforbelastning ses der i næsten alle kystområder et fald i vinterkoncentrationen og i nogle områder også i sommerkoncentrationen af fosfor. I Øresund, Østersøen, det sydlige Lillebælt med tilgrænsende fjorde, og dele af det åbne Bælthav ses dog ingen ændring i forhold til tidligere.

Potentiel P-begrænsning

Potentiel fosforbegrænsning af primærproduktionen indikeret ved fosfatkoncentrationer under $2 \mu\text{g/l}$ observeres i næsten alle farvandsområder om foråret. Kun i Randers, Ringkøbing, Roskilde og

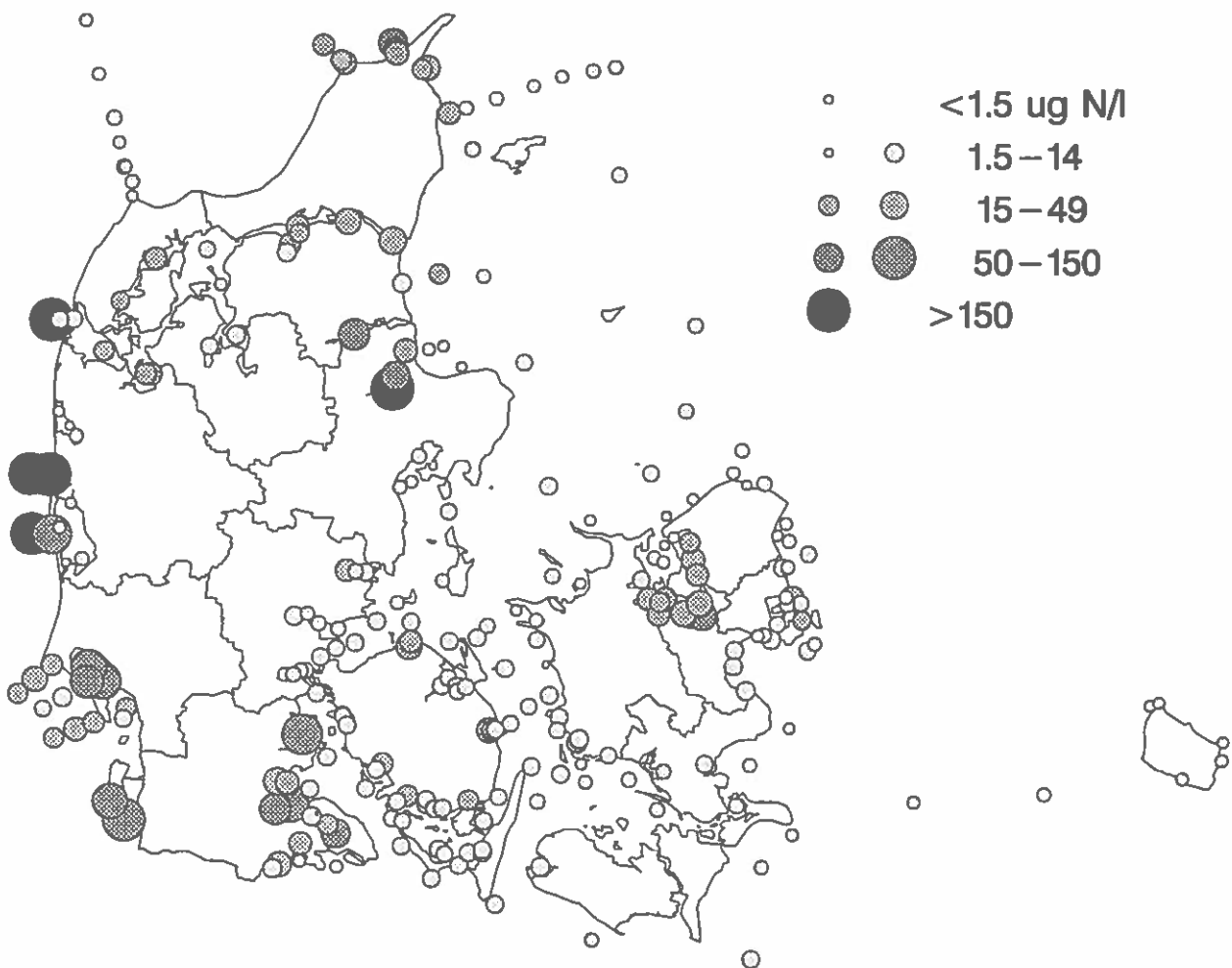


Figur 4.7. Sommermedianer 1992 (maj-sep.) af nitrat+nitrit ($\mu\text{g N/l}$).

Nakskov fjarde, samt i Øresund og Køge Bugt var dette ikke tilfældet i 1992. Sommer-medianer for fosfat under $2 \mu\text{g}/\text{l}$ i Skagerrak, Kattegat og Århus Bugt-Kalø Vig (Fig. 4.9) tyder på udpræget potentiel fosforbegrænsning i det meste af produktionsperioden, og denne periode synes forlænget i de senere år.

Reel P-begrænsning

Reel fosforbegrænsning kan imidlertid ikke bestemmes alene ud fra fosfatkoncentrationer, idet undersøgelser indikerer, at der ikke er entydig sammenhæng mellem lave fosfatkoncentrationer og forekomsten af fosforbegrænset produktion. I forskningsprojekter i Kattegat og Skagerrak har reel fosforbegrænsning ikke kunnet påvises, trods meget lave fosfatkoncentrationer, hvorimod der var indikation for fosforbegrænsning om foråret i Vejle Fjord (Kaas *et al.* 1990; H. Kaas, pers. comm.). I enkelte kystområder er der foretaget bioassay til påvisning af næringsstofbegrænsning. I Knebel Vig i Århus Bugt er fosforbegrænsning påvist ved sækkeforsøg (Århus Amt, pers. comm.). I Nissum Fjord syntes fosforbegrænsning i 1992 at veksle med kvælstofbegrænsning gennem perioden maj-september. Tilsvarende bioassay udført i Øresund, hvor fosfatkoncentrationen er lavere end i Nissum Fjord, kunne ikke påvise fosforbegrænsning. Bioassay udført i Limfjorden i 1985 påviste fosforbegrænsning i maj måned. Da vinter-fosfatkoncentrationen



Figur 4.8. Sommermedianer 1992 (maj-sep.) af ammonium ($\mu\text{g N/l}$).

siden da er faldet i hovedparten af Limfjorden, er det sandsynligt, at der i 1992 optrådte fosforbegrænsning i en længere periode om foråret (april-maj), men allerede i juni var fosfatkoncentrationen igen høj. Sammenlignes forholdene i Limfjorden og Mariager Fjord, er det sandsynligt, at der i Mariager Fjord i 1992 optrådte reel fosforbegrænsning i månederne april-maj, og at kvælstof højest i korte perioder var begrænsende i løbet af sommeren.

P-begrænsning forår

Bedømt ud fra ovenstående og forekomsten af lave fosfatkoncentrationer er det sandsynligt, at der i en række kystvande er en reel fosforbegrænsning i en kortere periode om foråret, og at denne periode er blevet forlænget i de områder af Limfjorden og i Mariager Fjord, hvor der er sket en væsentlig reduktion i vinter-fosfatkoncentrationen. Derimod er der ikke påvist fosforbegrænsning i de åbne indre farvande. Foruden den direkte begrænsning af primærproduktionen er effekten af en periode med fosforbegrænsning, at der i denne periode kan fjernes kvælstof fra området, dels ved denitrifikation og dels ved eksport til naboømråder og åbne farvande, hvor kvælstoffet så blive brugt til primærproduktion.

N- kontra P-begrænsning

I modsætning til fosforbegrænsningen indikerer undersøgelser, at der er en entydig sammenhæng mellem lave koncentrationer af N-

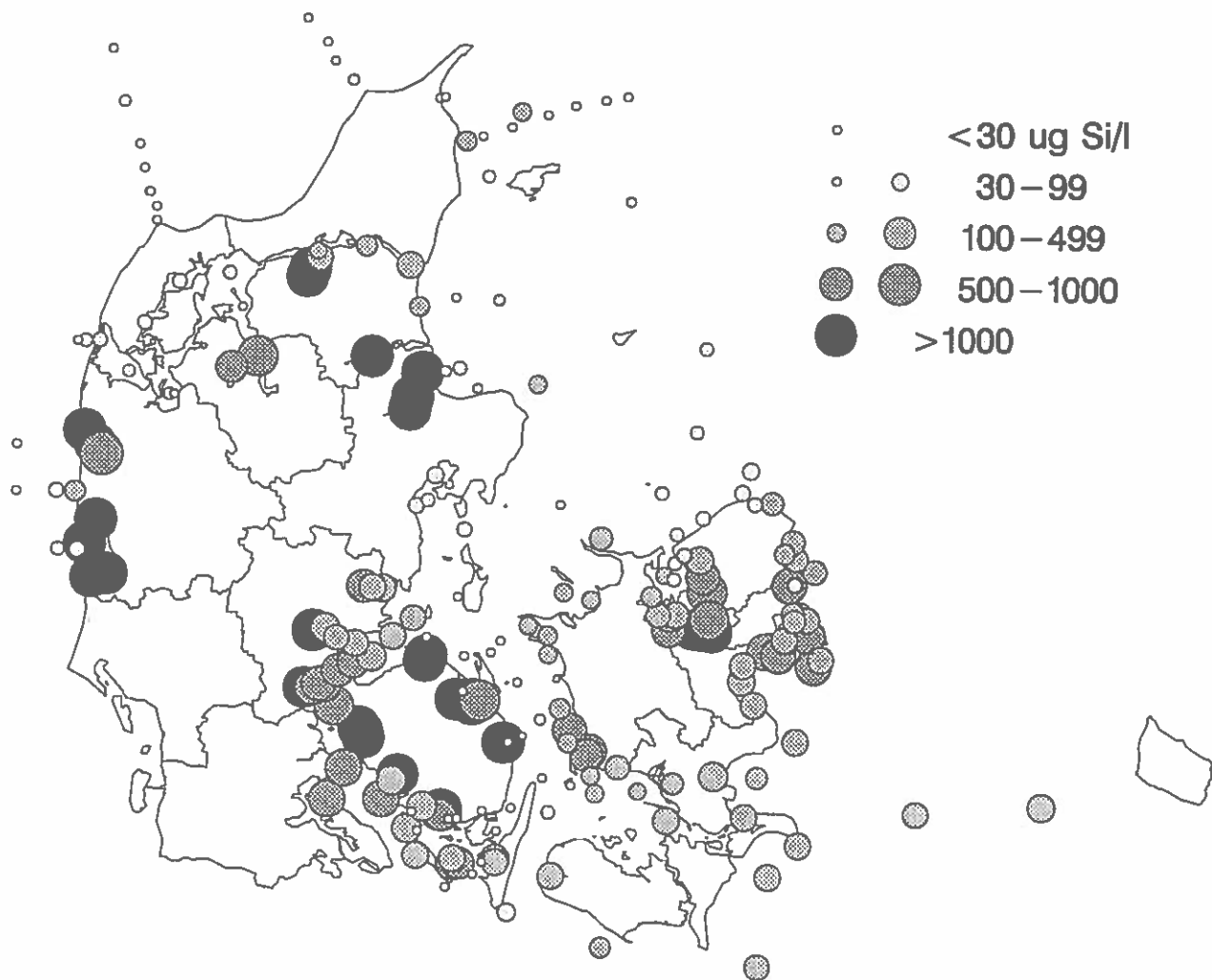


Figur 4.9. Sommermedianer 1992 (maj-sep.) af fosfat ($\mu\text{g P/l}$).

uorg. og forekomsten af kvælstofbegrænset produktion. Ovennævnte forskningsprojekter og bioassay har således påvist en udpræget kvælstofbegrænsning i perioder med lave koncentrationer af kvælstofnæringsalte, og selv ved samtidig fosfatmangel var kvælstofbegrænsningen mest udtalt (Kaas *et al.* 1990). Desuden kan der generelt for de kystnære farvande påvises en sammenhæng mellem kvælstofkoncentration og fytoplanktonbiomasse, sigtddybde og dybdeudbredelse af bundvegetation, mens en sammenhæng med fosforkoncentrationen ikke kan påvises (se Kap. 8 og Borum *et al.* 1990). Da områder og perioder med sandsynlig reel fosforbegrænsning er af begrænset udstrækning sammenlignet med kvælstofbegrænsning, spiller fosfor overordnet set kun en mindre rolle for de biologiske forhold i de indre farvande.

Silikat

Mangel på silikat kan være begrænsende for produktionen af kiselalger, hvorved andre algergrupper favoriseres. Sommer-medierne for silikat i overfladen (Fig. 4.10) indikerer, at silikatmangel i det mindste i perioder kan have begrænset kiselalgeproduktionen i Skagerrak, Kattegat, Storebæltsområdet og Det Sydfynske Øhav, men ikke i Østersøen, det sydlige Bælthav og mere lukkede kystvande.



Figur 4.10. Sommermedianer 1992 (maj-sep.) af silikat ($\mu\text{g Si/l}$).

4.3 Konklusion

Belastning

Våddepositionen af uorganiske kvælstofnæringsalte fra atmosfæren til de indre danske farvande var i 1992 af samme størrelse som i 1991, men af størrelsesordenen 15% lavere end i 1989-90.

Fosforbelastningen fra land var i 1992 16% lavere end i 1991, og fosforbelastningen er siden 1990 næsten halveret, først og fremmest p.g.a. reduktion i udledning fra spildevand. Cirka en fjerdedel af fosforbelastningen fra Danmark udledtes til Øresund.

Trods samme ferskvandsafstrømning var kvælstofbelastningen fra land i 1992 ca. 13% højere end i 1991, sandsynligvis fordi afgrøderne under den usædvanligt tørre sommer ikke kunne udnytte den tilgængelige kvælstofgødning, som derfor blev udvasket i slutningen af året. En tredjedel af årets kvælstofbelastning fandt således sted i november-december, og påvirkede ikke de biologiske forhold i 1992, men kan få indflydelse på forholdene i 1993.

Når der korrigeres for variationerne i ferskvandsafstrømning fra år til år og tages hensyn til den tørre sommer i 1992, kan der siden slutningen af 1970'erne ikke påvises nogen generel ændring i kvælstofbelastningen fra land, idet reduktionen i kvælstofudledning fra rensningsanlæg er lille i forhold til den uændrede udvaskningen fra jordbruget.

Der blev i 1992 ikke observeret tilførsel af næringsalte fra Tyske Bugt via den Jyske Kyststrøm til de indre danske farvande, og udstrømningen fra Østersøen afveg ikke signifikant fra langtidsmidlen.

Næringsstofkoncentration

Den lave vinterbelastning med kvælstof afspejledes i relativt lave vinterkoncentrationer af kvælstofnæringsalte i de åbne farvande og i mange kystområder. Den relativt store kvælstofbelastning i marts-maj medførte, at kvælstofkoncentrationerne i kystområderne i 1992 iøvrigt ikke adskilte sig væsentligt fra tidligere år. Kun i få områder med dominerende punktkildebelastning kan en reduktion i denne spores i en nedgang i kvælstofkoncentration om sommeren.

Den reducerede fosforbelastning har i 1992 medført et yderligere fald i fosforindholdet om vinteren i næsten alle kystområder og i mange områder også om sommeren, og undertiden en forlængelse af perioden, hvor fosfor potentielt er begrænsende for primærproduktionen. Reel fosforbegrænsning forekommer dog sandsynligvis kun i begrænsede områder og kortere perioder, og overordnet set synes fosforbegrænsning at spille en mindre rolle for de biologiske forhold i de indre farvandene. Kvælstofbegrænsningen er dominerende, og selv ved samtidig fosfatmangel er kvælstofbegrænsningen mest udtalt.

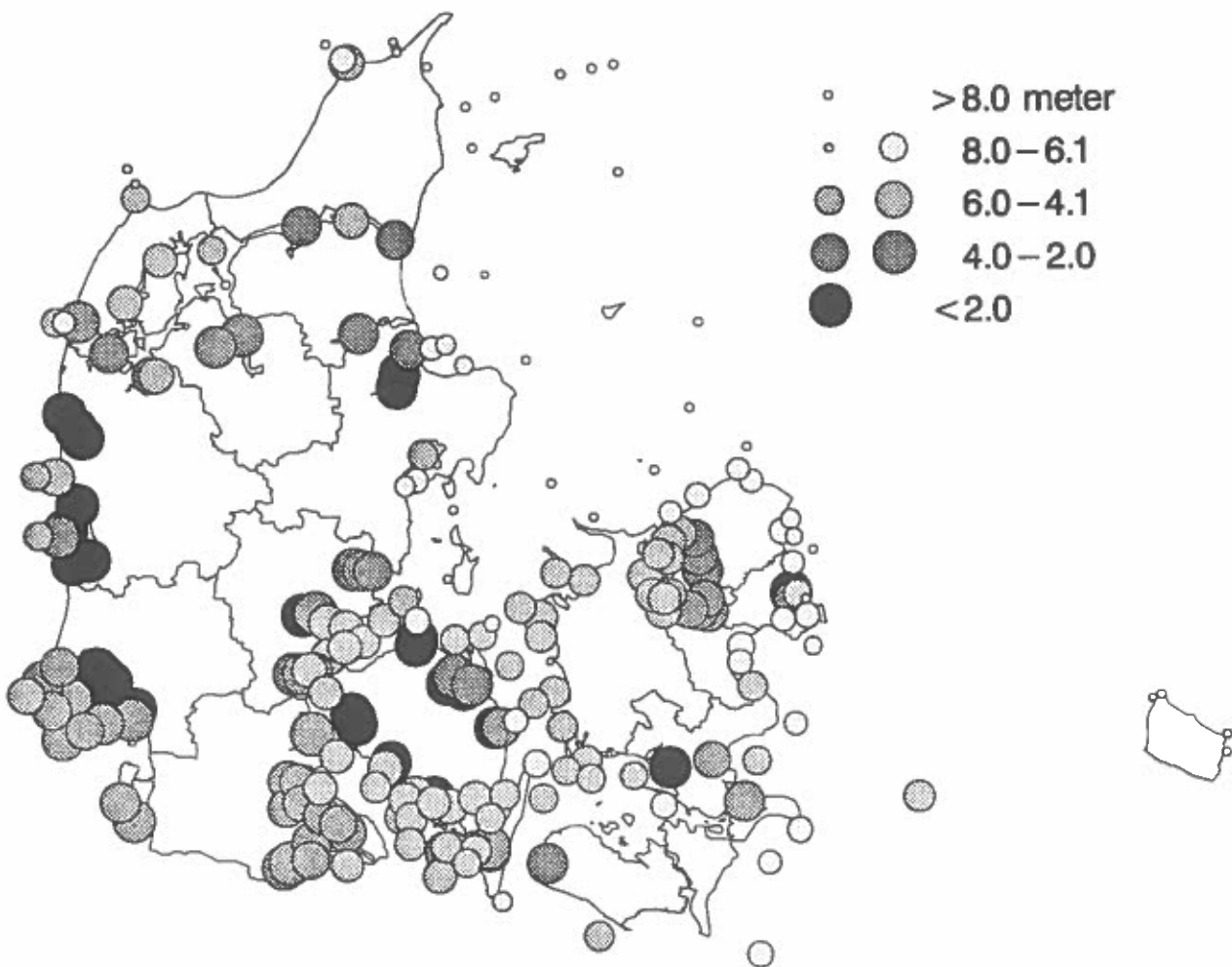
5 Fytoplankton

Udviklingen i fytoplanktons biomasse, produktion og artssammensætning set i relation til ændringer i miljøtilstanden behandles indgående i næste års rapport. I det følgende gives en kort oversigt over observationer rapporteret i 1992.

5.1 Sigtdybde

1992

Figur 5.1 viser sommermedianværdierne for sigtdybden målt i fjorde og åbne havområder i perioden maj-september 1992. Sigtdybden er lavest i lavvandede, mere eller mindre lukkede fjorde. Dette hænger i nogle områder sammen med, at fytoplanktonbiomassen er høj. I mange områder ses imidlertid en dårlig korrelation mellem sigtdybde og algebiomasse, fordi sigtdybden i lige så høj eller højere grad bestemmes af mængden af resuspenderet materiale eller fordi algerne er koncentreret i springlaget eller de dybere vandlag.



Figur 5.1. Sigtdybden i sommerperioden 1992 i danske marine områder. Angivet som medianværdien for sigtdybder målt i perioden 1. maj til 30. september 1992 på en given station.

Udvikling

I enkelte områder er sigtdybden steget gennem de sidste år. I Mariager Fjord er sigtdybden fordoblet siden starten af 80'erne. I Limfjorden og Randers, Horsens og Kolding fjorde er sigtdybden generelt større i starten af 90'erne end tidligere. Ligeledes er der tendens til større sigtdybder i Århus Bugt og Kalø Vig. I Øresund ud for København er der målt en markant større sigtdybde i 1992 end i 1991.

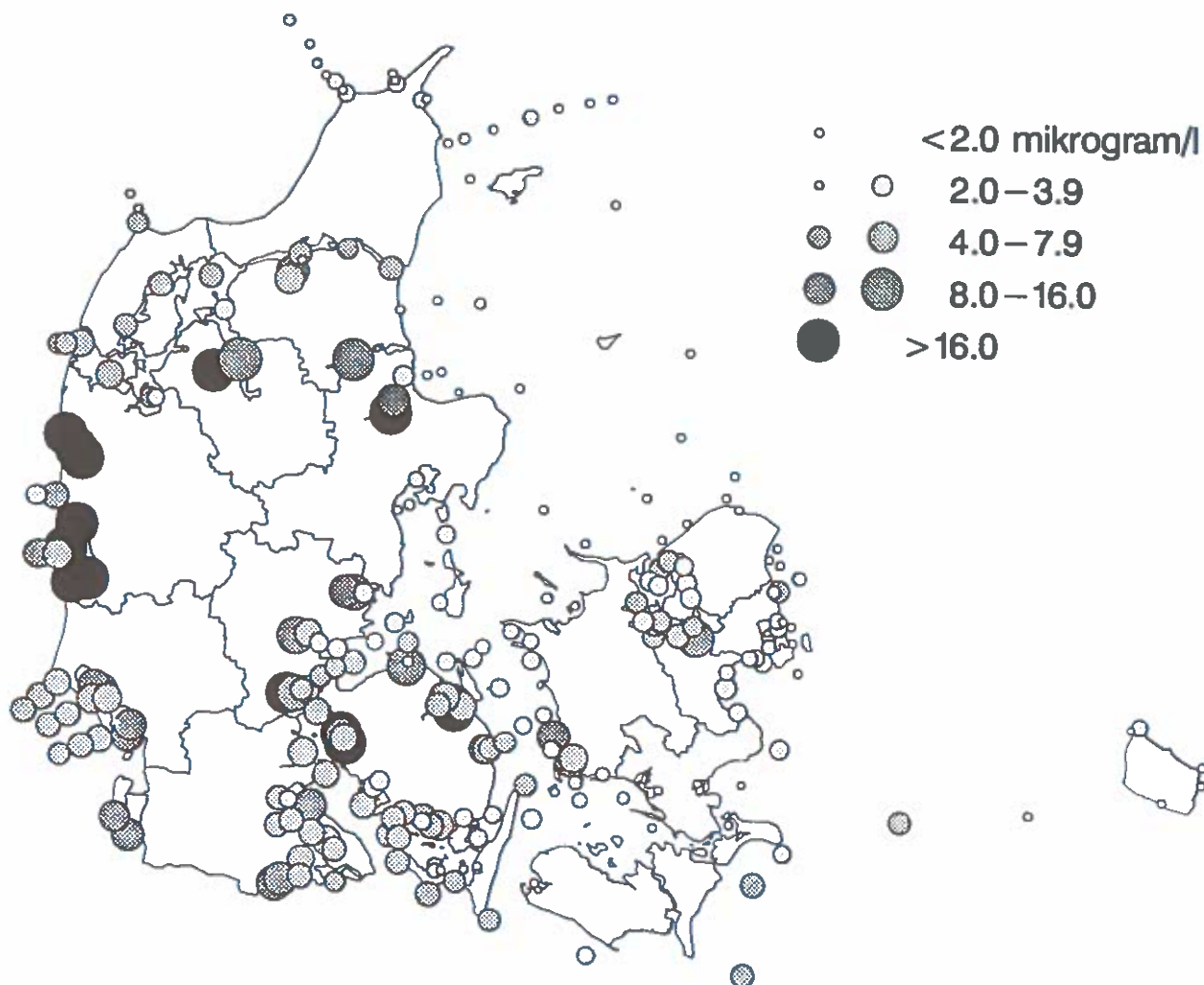
5.2 Klorofyl

1992

Medianværdierne for klorofylkoncentrationen målt i fjorde og åbne farvande i perioden maj-september 1992 er vist i figur 5.2. De højeste klorofylkoncentrationer er målt i Skive, Randers, Kolding, Ringkøbing og Nissum fjorde, samt i Kertinge Nor og Bredningen og Aborg Minde Nor i Lillebælt.

Udvikling

Klorofylkoncentrationen varierer i de fleste områder fra år til år uden at vise en entydig udvikling i perioden 1989-1992. En undtagelse er dele af Køge Bugt, hvor koncentrationen har været jævnt



Figur 5.2. Klorofylkoncentrationen i sommerperioden 1992 i danske marine områder. Angivet som medianværdien for klorofylkoncentrationerne målt i perioden 1. maj til 30. september 1992 på en given station.

stigende siden 1985. Klorofylniveauet er generelt forhøjet i de åbne farvande omkring Fyn i 1992, og klorofylniveauet i de åbne farvande langs Sjællands vestkyst er det højeste målt siden 1989.

Fald i koncentration

Faldende klorofylkoncentrationer er observeret i den inderste del af Randers Fjord, i dele af Nissum Fjord og i Mariager Fjord, hvor niveauet har været lavere i 1990'erne end i slutningen af 80'erne. I Nibe Bredning er konstateret et fald i klorofylkoncentrationen fra starten af 80'erne.

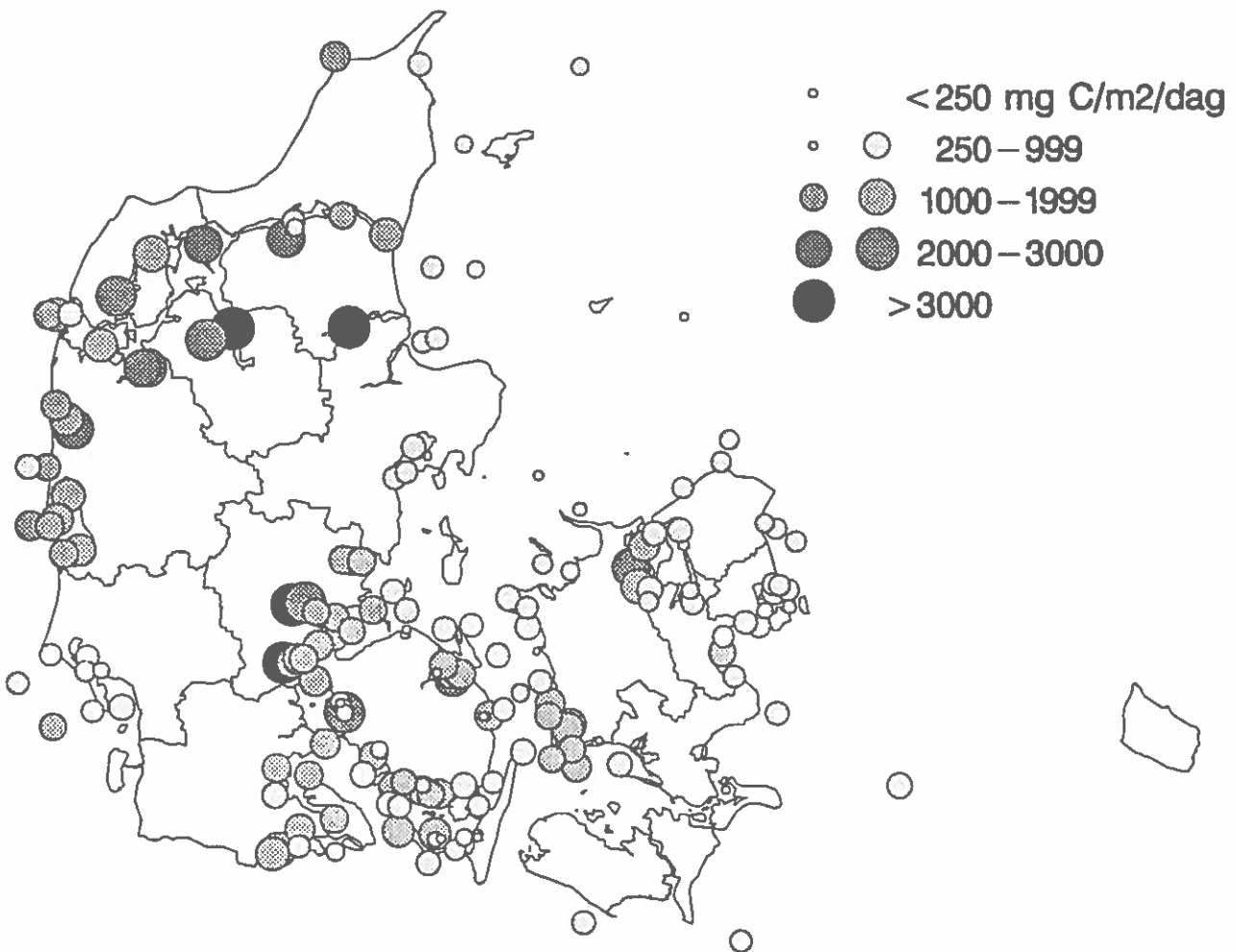
5.3 Primærproduktion

1992

Medianværdier for sommerproduktionen i fjorde og åbne farvande for perioden 1. maj - 30. september 1992 er vist i figur 5.3. De højeste sommermidler er målt i Skive Fjord, Mariager Fjord samt Kolding og Vejle fjorde.

Udvikling

Primærproduktionen i de danske havområder er ikke faldet markant i perioden 1989-1992. I Åbenrå Fjord, Århus Bugt og Kalø Vig er tendensen en lavere produktion i starten af 90'erne sammenlignet



Figur 5.3. Primærproduktion i sommerperioden 1992 i danske marine områder. Angivet som medianværdien for primærproduktionsraterne målt i perioden 1. maj til 30. september 1992 på en given station.

med slutningen af 80'erne. Produktionen i Århus Bugt og Kalø Vig er dog stadig højere end i starten af 80'erne (1978-1986).

Fald i produktion

I Lillebælt var årsproduktionen faldende i perioden 1980-1989 for igen at stige i 1990-1992. Generelt er årsproduktionen i 1992 højere end i de foregående år i alle åbne farvande omkring Fyn. Dette var ligeledes tilfældet i de høstjyske fjorde. De højere værdier i 1992 hænger sandsynligvis sammen med en større afstrømning i den produktive periode af året (marts-maj) og med, at vejret i en lang periode af maj-juli var stille og solrigt.

Stigende produktion

Primærproduktionen er steget markant i den inderste del af Roskilde Fjord og Flensborg Fjord, i inderbredningen i Isefjord og i Jammerlands Bugt, mens svagt stigende produktionsniveauer er observeret i dele af Køge Bugt og i det Sydfynske Øhav.

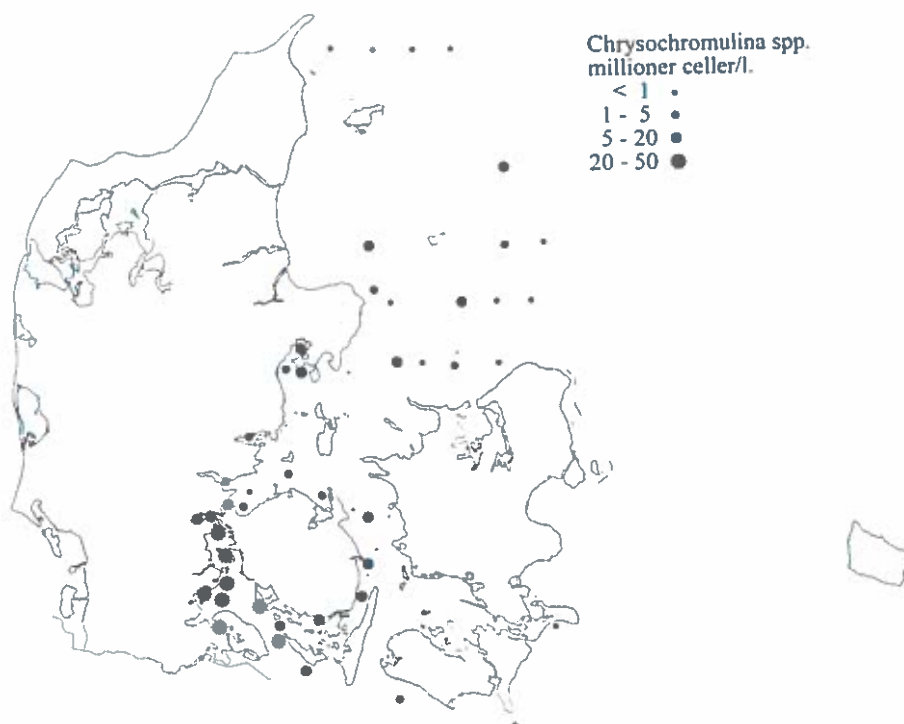
Ældre målinger

Sammenligninger med ældre målinger, hvor disse eksisterer, viser, at niveauerne for den årlige primærproduktion stadig er høj i starten af 90'erne.

5.4 Masseforekomster

1992

Masseforekomster i 1992 er angivet i tabel 5.1. To markante opblomstringer af potentielt toksiske arter blev observeret: *Chrysochromulina* spp. i april-maj og *Nitzschia pseudodelicatissima* i august-september. Generelt sås opblomstringer gennem hele sommer-efterårsperioden. I Limfjorden var antallet af masseopblomstringer



Figur 5.4. Udbredelse af *Chrysochromulina* spp. i indre danske farvande i april-maj 1992 (efter Hansen *et al.* 1994). Figuren bygger på data fra amterne og Danmarks Miljøundersøgelser.

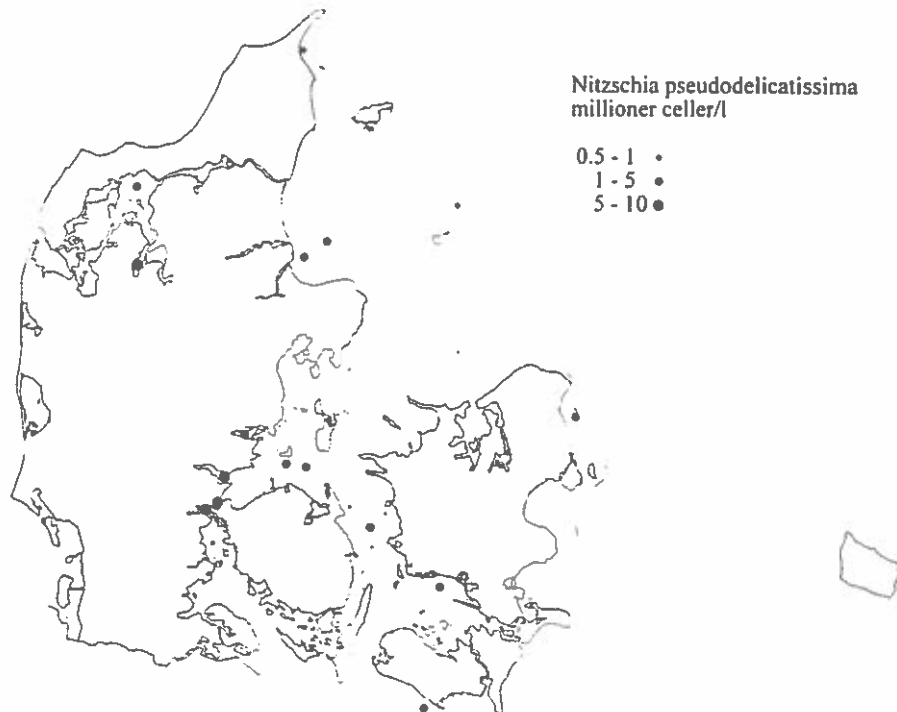
usædvanligt højt i 1992, og der blev for første gang observeret masseopblomstring af toksiske alger i Storstrøms Amt (se tabel 5.1).

Chrysochromulina

Opblomstringen af *Chrysochromulina* spp. blev først set i begyndelsen af april i den sydlige del af Lillebælt. Samtidig med opblomstringen blev der konstateret fiskedød i en række havbrug (se senere). Da opblomstringen var på sit højeste, strakte den sig fra det sydlige Kattegat og Århus Bugt i nord til Flensborg Fjord og Østersøen (Fehmern Bælt, Stege Bugt) i syd (figur 5.4). Vandmasserne var lagdelte under opblomstringen, og algerne blev i starten fundet i hele den øvre del af vandsøjlen, mens der senere skete en koncentration omkring springlaget. Medvirkende årsager til opblomstringen har sandsynligvis været en stor afstrømning i marts-april, der medførte forhøjede næringssaltkoncentrationer i vandet, og stabilisering af vandmasserne i april-maj. I modsætning til i 1988 bestod opblomstringen i 1992 af flere *Chrysochromulina* arter.

Nitzschia

Nitzschia pseudodelicatissima opblomstringen strakte sig, da den var på sit højeste, fra det nordlige Kattegat til Østersøen (figur 5.5). Forekomsten gav anledning til lukning for muslingefiskeri i mange områder. Arten kan ikke identificeres med sikkerhed med den rutinemetode, der anvendes til fytoplanktonprøveopbehandling. Stikprøver, hvor andre metoder er anvendt, sandsynliggør imidlertid, at *N. pseudodelicatissima* var den dominerende art i alle områder. Der synes ikke at være sket en markant tilførsel af næringssalte fra land inden opblomstringen, men målinger af bundvandskoncentrationen af næringssalte tyder på, at der er sket en frigivelse af næringssalte



Figur 5.5. Udbredelse af *Nitzschia pseudodelicatissima* i indre danske farvande i august til september 1992. (Vedrørende bestemmelsesusikkerhed, se tekst). Arten forekom i hele Limfjorden og Kattegat, men koncentrationerne blev ikke bestemt. Figuren bygger på data fra amterne, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.

Tabel 5.1. Masseforekomster observeret i danske farvande i 1992. For forekomst af *Chrysochloromulina* spp. og *Nitzschia pseudodelicatissima*. Lokalitet og koncentrationsniveau fremgår af figur 5.4.

ART	MAX antal 1000 celler /l	Område
<i>Anabaena</i> spp.	1000	Karrebæksminde Bugt
<i>Chaetoceros socialis/radians</i>	8800	Skive Fjord
<i>Chaetoceros</i> spp.	58000	Vesterhavet
<i>Cryptophyceae</i>	1900	Karrebæksminde Bugt
<i>Diatoma tenuis</i>	400	Nissum Fjord
<i>Katodinium rotundatum</i>	25000	Vejle Fjord
<i>Lepidodinium viride</i>	25000	Vesterhavet
<i>Lyngbya majuscula</i>	ikke talt	Stege Bugt
<i>Microcystis aeruginosa</i>	400	Nissum Fjord
<i>Monoraphidium contortum</i>	90500 99400	Ringkøbing Fjord Nissum Fjord
<i>Nitzschia seriata</i> -gruppen	1000	Vesterhavet
<i>Noctiluca scintillans</i>	0.9	Vesterhavet
<i>Nodularia spumigena</i>	ikke talt 23	Øresund Hjelm Bugt Fakse Bugt Stevns kyst sydlige Lillebælt
<i>Oocystis</i> spp.	48500	Nissum Fjord
<i>Phaeocystis pouchetii</i>	6000 11000	Nissum Bredning Hevring Bugt
<i>Prorocentrum minimum</i>	2800 3800 1400 200000 17000 7300 58000	Nissum Fjord Skive Fjord sf. Endelave Vejle Fjord Horsens Fjord Kolding Fjord Flensborg Fjord
<i>Rhizosolenia fragillissima</i>	5800 1200	Thisted Bredning Karrebæksminde Bugt
<i>Rhizosolenia imbricata</i> v. <i>scrubsolci</i>	400	Vesterhavet
<i>Skeletonema costatum/subsalsum</i>	23100 61000	Nissum Fjord Løgstør Bredning
<i>Stephanodiscus/Cyclotella</i>	80300	Nissum Fjord
<i>Tetrastrum glabrum</i>	86000	Ringkøbing Fjord
<i>Woronchina compacta</i> / <i>Coelomoron pusillum</i> / <i>Gomphospheria</i> spp.	58600 4000	Ringkøbing Fjord Nissum Fjord

fra sedimentet. Destabiliseringen af vandsøjlen og medrivningen af bundvand i august og september (se kap. 3) har sandsynligvis ført næringssaltene op i de produktive lag.

Cyanophyceer

Cyanophyceen *Nodularia spumigena* forekom ikke i markant høje koncentrationer på Vandmiljøplanstationerne. Algen dannede imidlertid masseopblomstring i store dele af Østersøen og den sydlige del af Bælthavet i august og september. De første observationer af masseforekomster skete i Hjelm og Fakse Bugt i starten af juli. En anden cyanophycé, *Lyngbya majuscula*, gav en usædvanlig opblomstring i Stege Bugt i juli. I Vesterhavet ud for Thorsminde farvede *Leptodinium viride* vandet grønt i oktober. Forekomster af denne art er et forholdsvis nyt fænomen i danske farvande. Arten blev første gang fundet i store koncentrationer i Vesterhavet i 1990. I en række jyske fjorde var der opblomstringer af *Prorocentrum minimum* i juni til august.

5.5 Toksiske alger

1992

I tabel 5.2 er angivet arter af potentielt toksiske arter, der er fundet i danske farvande i 1992. Dertil kommer en række arter, som hyppigt er angivet som potentielt toksiske, men hvor toksinproduktion ikke er påvist: *Dinophysis rotundata*, *Prorocentrum balticum*, *P. micans*, *P. triestinum*, *Phaeocystis pouchetii*, og *Noctiluca scintillans*. To af de potentielt toksiske arter dannede som nævnt ovenfor markante opblomstringer: *Chrysochromulina* spp. og *Nitzschia pseudodelicatissima*.

Chrysochromulina

I perioden med *Chrysochromulina* indtraf der omfattende fiskedød i flere havbrug i Lillebæltsområdet. Ved Barsø Havbrug døde for eksempel ca. 35 tons regnbueørred (Hansen *et al.* 1994). Fiskene var sløve og apatiske, og der var blodsprængninger på gællelag og i nogle tilfælde strube på de døde fisk. Målinger i Århus Bugt-Kalø Vig området viste, at fosfatkoncentrationen under opblomstringen var meget lav (< 2 µg P/l), og dermed potentielt begrænsende for produktionen. I forbindelse med opblomstringen af *Chrysochromulina polylepis* i 1988 viste undersøgelser, at fosformangel øgede toksinproduktionen hos algen. I slutningen af opblomstringens maksimum blev toksiciteten over for zooplankton og bakterier undersøgt. På dette tidspunkt havde algerne tilsyneladende ikke en toksisk effekt, og sammensætningen af zooplankton tydede på, at algerne var en brugbar fødekilde (Hansen *et al.* 1994). Disse modstridende indikationer af toksicitet kan hænge sammen med, at de sidstnævnte undersøgelser fandt sted, da fiskedøden i havbrugene var aftagende. Toksiciteten kan derfor af ukendte årsager være formindsket i slutningen af opblomstringen. Samtidig har fiskene været mere følsomme i starten af opblomstringen, da opblomstringen skete i forbindelse med, at fiskene blev sat ud i havvand (efter at være opdrættet i ferskvandsbassiner).

Nitzschia

Forekomsten af *Nitzschia pseudodelicatissima* gav anledning til lukning for muslingefiskeri i flere områder p.g.a. risiko for, at algerne dannede det stærk amnetiske toksin domoinsyre. Således blev hele Limfjorden lukket i 2 perioder a 14 dage. Toksinet kunne

dog ikke påvises, hverken i muslingekød eller i selve planktonalgerne.

En lang række områder blev i løbet af sommeren lukket for muslingefiskeri p.g.a. risiko for toksinforekomst i muslingerne, og DSP (diarréfremkaldende toksiner) blev detekteret i flere tilfælde. PSP (paralysefremkaldende toksiner) blev ikke påvist i 1992. For nærmere oplysninger se rapport fra Fiskeriministeriets Industritilsyn.

Tabel 5.2. Potentielt toksiske arter fundet i danske farvande i 1992.

Blågrønalger	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	<i>Anabaena</i> spp.
	<i>Lyngbya</i> spp.
	<i>Microcystis aeruginosa</i>
	<i>Nodularia spumigena</i>
Furealger	<i>Planktotrix agardii</i>
	<i>Alexandrium ostenfeldii</i>
	<i>A. tamarense</i>
	<i>Dinophysis acuminata</i>
	<i>D. acuta</i>
	<i>D. norvegica</i>
Stilkealger o.l.	<i>Gyrodinium aureolum</i>
	<i>Prorocentrum minimum</i>
	<i>Chrysochromulina</i> spp.
	<i>Dictyocha speculum</i>
	Kiselalger
<i>N. pseudodelicatissima</i>	
<i>N. seriata</i> -gruppen	

5.6 Konklusion

Sigtdybden er steget i enkelte havområder siden starten af 80'erne, men der er ikke observeret markante generelle udviklingstendenser i perioden 1989-1992. Stigningen har specielt været markant i Limfjorden samt Mariager, Randers, Vejle, Horsens og Kolding fjorde.

Klorofylkoncentrationen varierer i de fleste områder fra år til år uden at vise en entydig udvikling i perioden 1989-1992. I områder med lange tidsserier viser sammenligninger, at klorofylniveauerne stadig er forhøjede i forhold til værdierne målt for 10-15 år siden. I den inderste del af Randers Fjord, i Nissum og Mariager fjorde samt Nibe Bredning er klorofylkoncentrationen faldet de seneste år.

Generelt er primærproduktionen ikke faldet markant i perioden 1989-1992. I enkelte områder er der dog en tendens til fald i produktionen. Primærproduktionen er steget markant i dele af Roskilde Fjord, Isefjord, Flensborg Fjord samt Jammerlandsbugten.

Specielt høje produktionsniveauer er konstateret i flere områder i 1992.

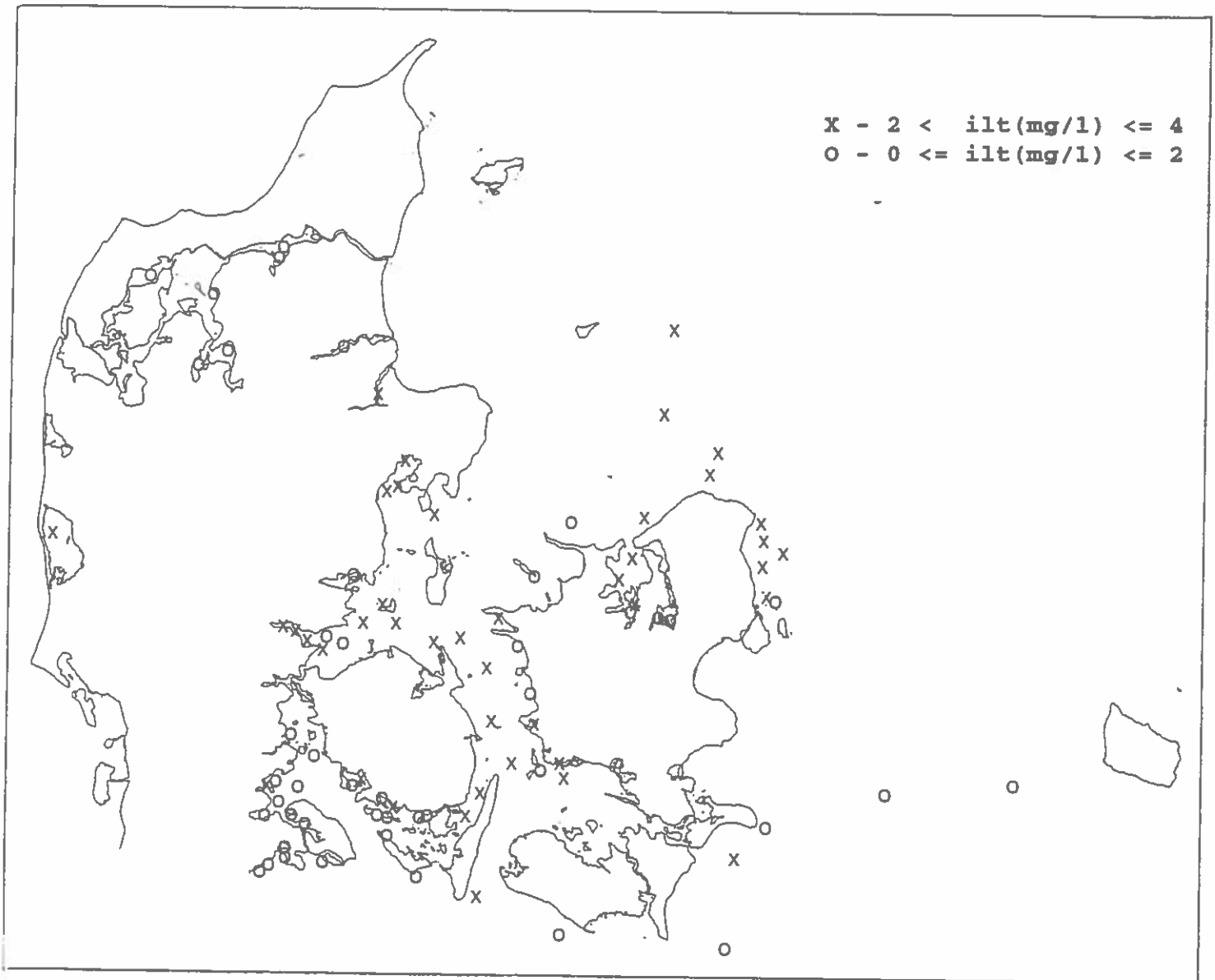
Masseopblomstringer blev registeret i mange marine områder i 1992. Opblomstringer af *Chrysochromulina spp.* og *Nitzschia pseudo-delicatissima* havde den største geografiske udbredelse. Fiskedød i forbindelse med *Chrysochromulina*-opblomstringen indikerer, at den i sin første fase var toksisk over for fisk. Stor forårsafstrømning efterfulgt af stille, solrigt vejr var sandsynligvis medvirkende årsag til opblomstringen. Sensommerens opblomstring af *Nitzschia* kan være en følge af øget tilførsel af næringssalte fra sediment og bundvand til de produktive lag.

Toksiske alger findes i de fleste områder, og artssammensætningen og årstidsvariationen afviger ikke fra tidligere år. I flere områder blev muslingefiskeriet lukket p.g.a. risiko for tilstedeværelse af algetoksiner i muslingerne. DSP (diarréfremkaldende toksiner) blev påvist i flere områder, mens PSP (paralysefremkaldende toksiner) ikke blev påvist i 1992.

6 Iltforhold

Datagrundlag

I figur 6.1 gives et samlet billede af udbredelsen af iltsvind i 1992. Figuren bygger på målinger foretaget af amterne, Danmarks Miljøundersøgelser, Havforskningsinstituttet i Norge, Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut samt Institut for marin forskning i Tyskland. I det følgende er iltsvind defineret ved iltkoncentrationer lig med 4 mg/l eller lavere, og kraftigt iltsvind ved iltkoncentrationer lig med 2 mg/l eller lavere.



Figur 6.1 Målte iltsvind i 1992. Enheden er milligram pr. liter.

6.1 De kystnære områder

Vestkysten

Ved den jyske Vestkyst blev der ikke målt iltsvind i 1992, bortset fra en enkelt gang i Ringkøbing Fjord, hvilket svarer til tidligere år.

Limfjorden

I Halkær og Sebber Bredning i Limfjorden opstod et alvorligt og langvarigt iltsvind om sommeren under bundvegetationen. Korterevarende iltsvind blev observeret i Thisted Bredning, Dragstrup Vig og Bjørnsholm Bugt; længerevarende i Skive Fjord og Lovns Bredning. Generelt har udbredelsen af iltsvind i Limfjorden i 1992 ligget på samme niveau som i 1990. I 1989 og 1991 var udbredelsen af iltsvind større både areal- og tidsmæssigt end i 1992.

Nordlige Kattegat

Som i tidligere år blev der ikke målt iltsvind i det nordlige Kattegat i 1992. Iltmætningen på målestationerne i perioden august-oktober har været højere i 1992 end i 1990 og 1991. I Mariager Fjord aftog opblandingen af vandsøjlen med iltrigt Kattegatvand hen gennem sommeren, og i begyndelsen af september var vandsøjlen praktisk taget iltfri på dybder større end 13 meter.

Vestlige Kattegat

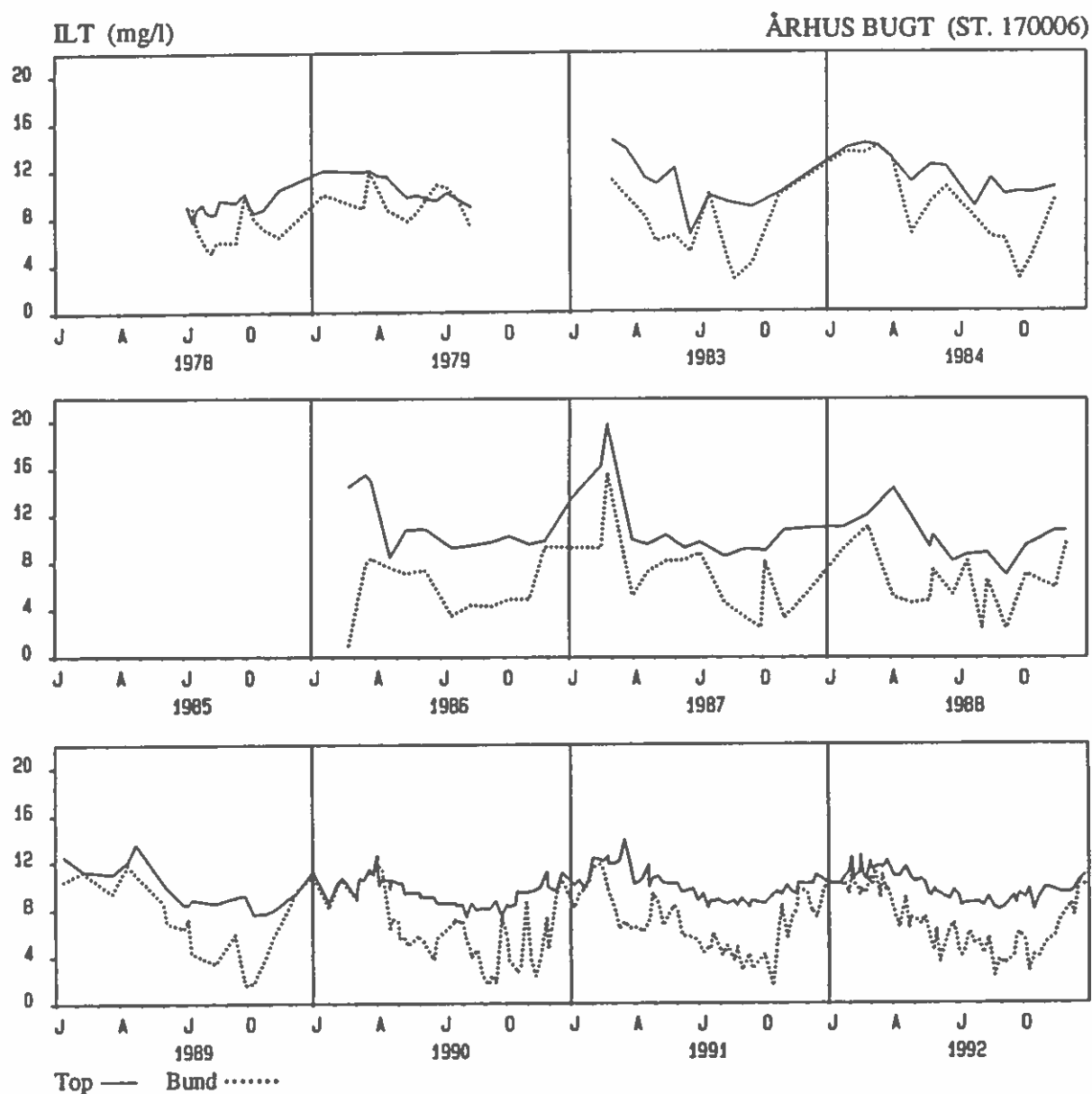
I Hevring Bugt blev der i 1992 på intet tidspunkt målt iltsvind i bundvandet, og iltkoncentrationen i sensommeren var generelt højere end tidligere. Dykkerundersøgelser af vegetationen i bugten afslørede dog pletvis iltfri sedimentoverflade på flere transekter i slutningen af juni. I Randers Fjord adskilte iltforholdene i 1992 sig ikke markant fra tidligere år.

Århus Bugt

Iltindholdet ved bunden i Århus Bugt faldt allerede i marts umiddelbart efter etableringen af et springlag. I løbet af juni skete der et yderligere fald i iltkoncentrationen ned til 3,5 mg/l. Iltkoncentrationen forblev lav (omkring 4 mg/l) i perioden juli til medio november. Sidst i august forårsagede en sænkning af springlaget at salt bundvand blev fortrængt af mindre iltrigt vand fra skillefladens skæring med bunden dybere inde i bugten (se kapitlet om hydrografi). I november bevirkede en kraftig opblanding af vandmasserne i bugten, at iltkoncentrationen ved bunden steg igen. På figur 6.2 er vist udviklingen i iltindholdet på en station midt i Århus Bugt fra 1978 til og med 1992. På figuren ses, at iltsvindet ved bunden om efteråret er et tilbagevendende fænomen, og at iltforholdene i 1992 stort set svarer til forholdene i de senere år. I Kalø Vig og ved udledningsrøret fra Marselisborg Rensningsanlæg blev der målt relativt høje iltkoncentrationer i efteråret 1992 i forhold til de senere år, muligvis som resultat af en bedre spildevandsrensning.

Sydøstlige Kattegat

I efteråret 1992 blev der målt temmelig kraftige iltsvind (2,4 - 2,8 mg ilt/l) på 2 stationer ud for kysten Tisvilde-Frederiksværk. Der har ikke været målt iltsvind her siden foråret 1987. Iltsvindet målt i forbindelse med et skillefladeløft, således at skillefladen mellem salt bundvand og mindre salt overfladevand nåede bunden ved stationerne. Iltindholdet er som regel lavt ved skillefladen, nær det sted hvor skillefladen er i kontakt med bunden. I 1991 blev der i de kystnære dele af det sydvestlige Kattegat kun målt iltsvind ud for Sjællands Odde. Her blev der også målt iltsvind i 1992.



Figur 6.2 Udviklingen i koncentrationen af ilt (mg/l) på station 170006 midt i Århus Bugt (Århus amt, 1992)

Isefjord og Roskilde Fjord

I Isefjord blev der ikke registreret længerevarende iltsvind i 1992. Kun på enkelte stationer blev der målt kortvarige iltsvind i juli og på en enkelt station i oktober. I Roskilde Fjord var iltforholdene også generelt gode, bortset fra i de dybe huller i den sydlige del af fjorden. Her blev der registreret en forholdsvis lang periode med iltfrit bundvand. Iltforholdene i de to fjorde i 1992 svarede stort set til forholdene i 1990 og 1991.

Storebælt

I Storebælt blev der observeret iltsvind langs hele Vestsjællands kyst. I Sejerø Bugt startede iltsvindet allerede i april. I maj skete en

kortvarig forbedring af iltforholdene idet bundvandet blev fortrængt af mere salt og iltrigt vand i forbindelse med en hævning af skillefladen. Iltsvindet opstod igen i juni og varede til september, i perioder med helt iltfrie forhold. I oktober var iltindholdet i Storebælt mellem 2 og 4 mg/l på dybder over 25 m. Iltsvindet strakte sig helt op til det sydlige Kattegat. Iltforholdene i Storebælt i 1992 svarer til forholdene i de senere år.

Lillebælt

I Lillebælt startede iltsvindet i juli måned, værst i området nord for Als, hvor der blev målt under 2 mg/l. Mindre alvorlige iltsvind (2-4 mg/l) blev målt ud for Vejle Fjord og i det sydlige Lillebælt. I juli målt desuden et kortvarigt kraftigt iltsvind (under 2 mg/l) i Haderslev Fjord. I perioden august til november var iltsvindet i det sydlige Lillebælt meget alvorligt og med stor udstrækning, i september og oktober med iltkoncentrationer nær ved 0 mg/l. Iltsvindet i september omfattede også farvandet nord for Fyn og den yderste del af Vejle Fjord. I Åbenrå fjord startede iltsvindet allerede i juni med iltkoncentrationer under 2 mg/l i de dybe dele. Fjorden er meget dyb ved munden (35 m) og står ofte i forbindelse med bundvandet i de dybeste dele af det sydlige Lillebælt. I Flensborg Fjord målt iltkoncentrationer på 0-1 mg/l i perioden juli-oktober. Iltforholdene i Lillebælt er normalt dårlige i perioden august til november, og iltforholdene i Lillebælt i 1992 var stort set uændrede i forhold til de senere år.

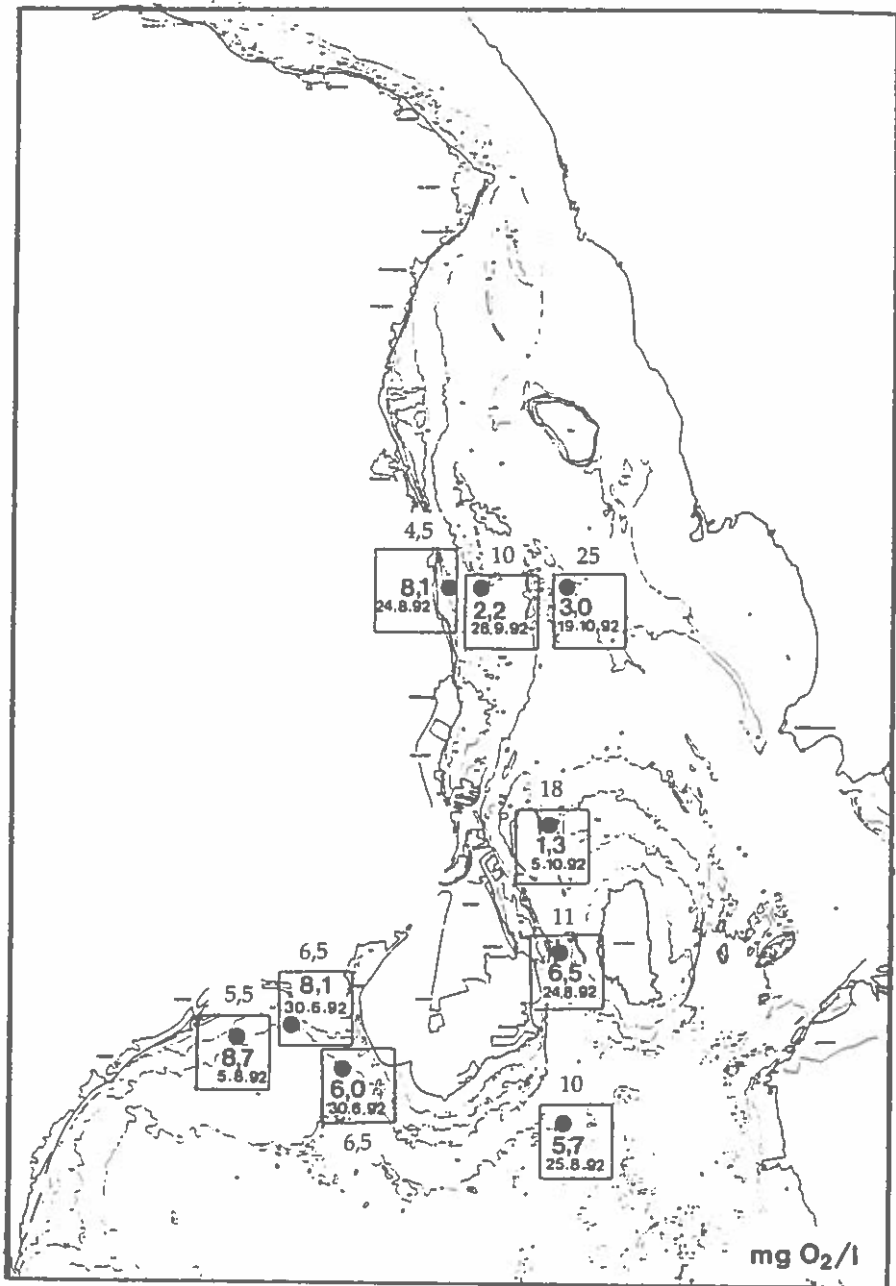
Smålandsfarvandet og Hjelm Bugt

I Smålandsfarvandet forekom kortvarigt iltværdier under 4 mg/l fra primo september til medio oktober. I sammenligning med 1991 indtraf iltsvindet i Smålandsfarvandet i 1992 med næsten 3 måneders forsinkelse. I Hjelm bugt faldt iltsvindet i 1992 i stort set samme periode som i 1991; men iltsvindet var kraftigere i 1992. I september var der kraftig frigivelse af svovlbrinte fra bunden i Hjelm Bugt.

Øresund

De målte iltkoncentrationer i Øresund i 1992 fulgte stort set samme forløb som i 1991, bortset fra et par enkelte dyk i iltkoncentrationen på et par stationer. På figur 6.3 er vist minimum iltkoncentrationerne i den centrale del af Øresund, samt dato for målingerne. Ved Strandmøllen sås et dyk i iltkoncentrationen den 28. september, hvad der ellers ikke er konstateret her de foregående år. Det skyldtes formentlig et lokalt fænomen, hvor henrådnende trådalger kan have været årsagen. Iltsvindet i den dybe del ud for Middeldgrunden (1,3 mg ilt/l) var derimod et tilbagevendende fænomen. Iltsvindet her opstod i forbindelse med en lagdeling af vandet. Lagdelingen opstod på dette tidspunkt som følge af udstrømningen fra Østersøen i slutningen af september og begyndelsen af oktober (se kapitel 3). I den nordlige del af Øresund blev der målt iltsvind på de dybe stationer om efteråret. Her optræder også normalt iltsvind om efteråret i forbindelse med lagdeling af vandet.

I Køge Bugt blev der i 1992 ikke målt lave iltkoncentrationer på stationerne; men dykkerundersøgelser påviste udbredte iltsvind i juni og juli tæt ved målestationerne. Iltsvindet skyldtes henrådnende makroalger, hvilket også var årsagen til iltsvind her i 1991.



Figur 6.3 Minimum iltkoncentrationer ved bunden (mg/l) samt dato for det målte i det centrale Øresund. Tallet over stationerne angiver dybden i meter på stationen. (Københavns kommune og Københavns amt, 1992).

6.2 De åbne farvande

Iltsvind

Iltsvind i de åbne farvande opstod senere i 1992 end i 1991. I midten af august målt under 4 mg/l i området fra Arkona-havet til Fehmern Bælt, i slutningen af august også i Øresund og nord herfor, fra midten af september desuden i det østlige Kattegat og i Århus Bugt, og endelig i starten af oktober fra det sydlige Kattegat til Storebælt (Tab. 6.1). Denne rækkefølge er den sædvanlige, men iltsvind indtrådte generelt ca. en måned senere end i 1991 (jf. sidste års rapport, *Ærtebjerg et al.* 1992). De fleste steder iltedes vandet i første halvdel af oktober tilstrækkeligt til at nå over grænsen på 4 mg/l; det var på samme tid som i 1991. Generelt var perioden med iltsvind altså kortere end året før, men minimalkoncentrationerne var ikke højere end sidste år, og i Arkona-havet og Fehmern Bælt var de endda lavere.

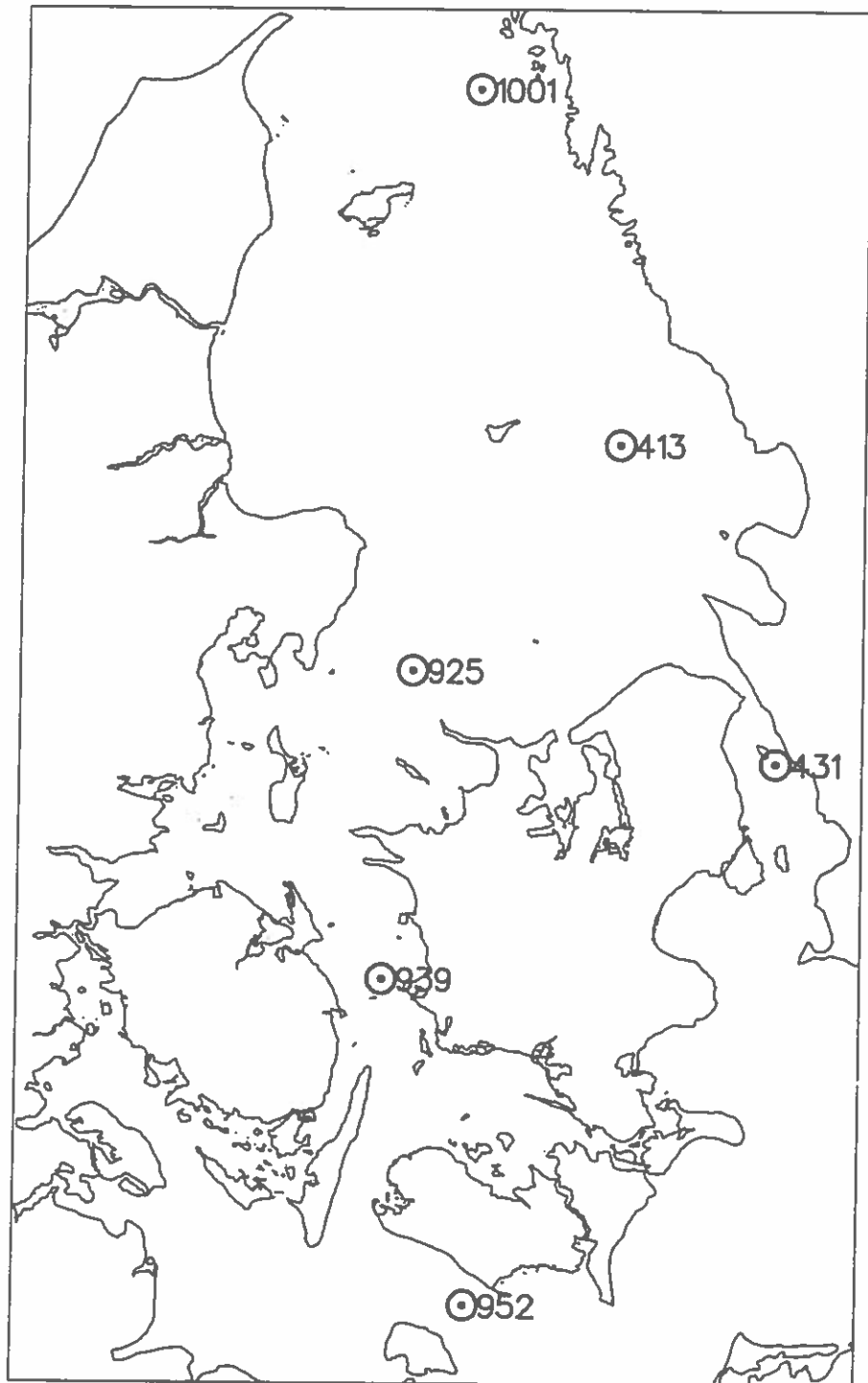
Tabel 6.1. Oversigt over iltsvind i de åbne danske farvande i 1992.

Periode	Havområde	Varighed (ca. mdr.)	Iltniveau (mg/l)
Midt aug. - slut sept.	Arkona-havet	1½	0,3
Midt aug. - start okt.	Gedser Rev	2	0,8
Midt aug. - midt okt.	Fehmern Bælt	2½	0,0
Slut aug. - start okt.	Kattegat SØ	1½	2,5
Slut aug. - start nov.	Øresund	2½	1,8
Midt sept. - start okt.	Kattegat Ø	1	2,3
	Århus Bugt	1	2,2
Start okt.	Kattegat S	½	3,0
	Bælthav N	½	3,1
	Storebælt	½	3,2

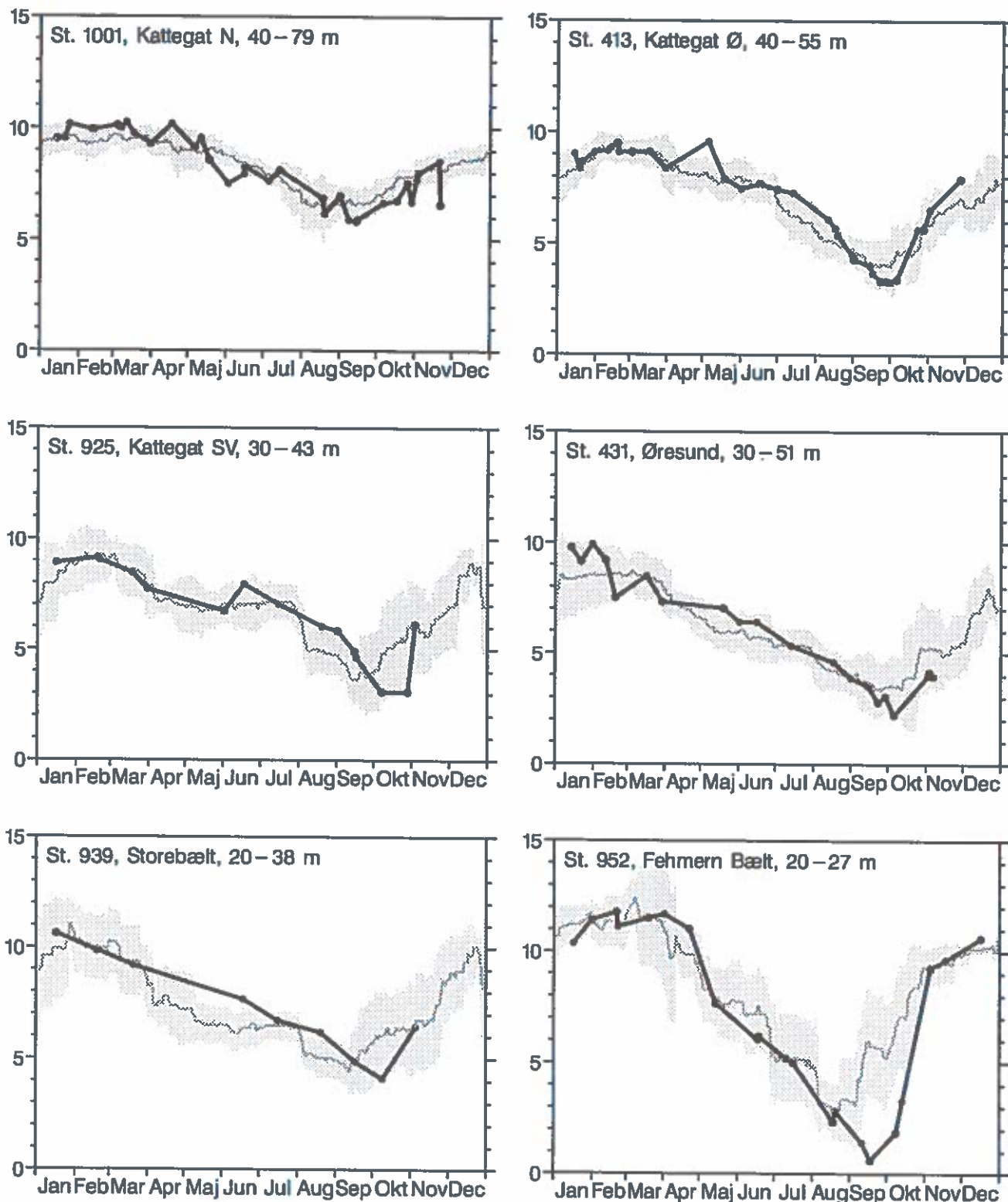
Sæsonvariation

Bundvandets iltkoncentration i løbet af 1992 ved seks udvalgte stationer (Fig. 6.4) er sammenlignet med gennemsnitsforløbet i årene 1975-1990 (Fig. 6.5). Iltforholdene i sommeren 1992 var de fleste steder bedre end gennemsnitligt for 1975-1990, men sensommerminimum forekom generelt 2-4 uger senere, og iltkoncentrationerne blev en halv til en hel standardafvigelse lavere end det gennemsnitlige minimum. Det ses tydeligst for st. 952 i Fehmern Bælt, hvor iltningen af bundvandet var forsinket en måneds tid, hvorunder iltkoncentrationen fortsat faldt, indtil den var ca. 2 mg/l lavere end gennemsnitligt for minimum på stationen.

De usædvanligt høje iltkoncentrationer i sommeren 1992 skyldtes formentlig, at kvælstofbelastningen i januar-februar 1992 var meget lille på grund af usædvanligt lille afstrømning (jf. kap. 4), og at en del kvælstof ved den større afstrømning i marts-april blev forbrugt i fjordene, hvor primærproduktionen var i fuld gang, så at de åbne farvande blev tilført mindre kvælstof til overfladelaget end sædvanligt i foråret, og algebiomassen i den periode var mindre end sædvanligt. Biomassen nåede senere det sædvanlige niveau på grundlag af næringssalte opblandet fra bundlaget, og høje bundvandstemperaturer medførte et stort iltforbrug i august-september med udbredt iltsvind til følge til trods for de gode iltforhold i forsommeren.



Figur 6.4. Beliggenhed af stationer udvalgt til nærmere analyse af iltforholdene i 1975-1992.



Figur 6.5. Bundvandets iltkoncentration i 1992 (tyk sort kurve med cirkler ved måleværdierne), og gennemsnit (tyndere kurve) ± 1 standardafvigelse for 1975-1990 (grå zone). Stationernes beliggenhed fremgår af figur 6.4. De afbildede værdier er integrerede gennemsnit for den angivne del af vandsøjlen. For hver af årets 365 dage er beregnet gennemsnit over 1975-1990 på denne måde: hvis der er en observation for den pågældende dag i 1975 (f.eks. 1. juli), bruges den, ellers tages den nærmeste, hvis der er én inden for ± 15 dage (i eksemplet 16. juni - 16. juli), og er der ikke det, udgår 1975 af gennemsnitsberegningen for den pågældende dag; tilsvarende for de øvrige år 1976-1990, i alt max. 16 observationer, hvoraf gennemsnit og standardafvigelse beregnes.

*Sensommerkoncentration:
trend 1975-1990*

Udviklingen i iltkoncentrationen i bundvandet i månederne juli-oktober er analyseret ved lineær regression (Tab. 6.2). Der fandtes et signifikant ($P < 0,05$) fald over årene på stationerne i Kattegat, Øresund og Fehmern Bælt, og et næsten-signifikant fald ved den sidste, udvalgte station i Storebælt.

Tabel 6.2. Udviklingen 1975-1990 i bundvandets iltkoncentration i juli-oktober. Hver enkelt observation er regnet om (standardiseret) til antal standardafvigelser fra middelværdien for den pågældende dag i året (beregnet som afgivet i teksten til figur 6.5). På de standardiserede værdier er foretaget lineær regression, hvor observationer fra samme år indgår som flerdobbeltbestemmelser af årets afvigelse fra 1975-1990-midlen (se f.eks. Sokal & Rohlf 1969, Box. 14.4). Den resulterende regressionskoefficient i antal standardafvigelser pr. år er regnet om til mg/l/år ved multiplikation med gennemsnitsstandardafvigelsen i juli-oktober. Gennemsnitsmiddelværdien for juli-oktober fremgår også af tabellen. S.E. = standard error. P er sandsynligheden for at have fået de målte værdier, hvis der ikke var en lineær udvikling fra 1975-1990 (den sædvanlige P-værdi fra en lineær regression). Med denne statistiske metode tages højde for varierende antal målinger pr. år og for variation mht. datoen for iltminimum, hvis blot årets målinger er jævnt fordelt inden for juli-oktober. (Hvis der i stedet blev foretaget lineær regression med den lavest målte koncentration hvert år, ville øget målefrekvens alt andet lige medføre et lavere minimum; desuden ville længden af perioden med iltsvind ikke slå tydeligt igennem, sådan som den gør ved behandling af juli-oktober-gennemsnittet.)

Station	Antal år med målinger	Antal målinger i alt	Middelværdi (mg/l)	Standardafvigelse (mg/l)	Regressionskoefficient ± S.E. (mg/l/år)	P
1001	16	114	7,09	0,73	-0,059 ± 0,014	0,001
413	15	96	5,09	0,98	-0,103 ± 0,022	<0,001
925	16	60	5,34	1,29	-0,161 ± 0,022	<0,001
431	16	83	4,34	1,18	-0,125 ± 0,025	<0,001
939	16	52	5,73	1,15	-0,070 ± 0,038	0,085
952	16	48	5,23	1,92	-0,125 ± 0,057	0,046

*Sensommerkoncentration:
1991-1992 i forhold til
trend 1975-1990*

Resultaterne af den lineære regression på data fra 1975-1990 er benyttet til at forudsige juli-oktober-middelværdier for 1991 og 1992 ud fra den forudsætning, at det lineære fald i iltkoncentrationerne skulle være fortsat. De gennemsnitlige måleresultater for 1991 og 1992 er sammenlignet med disse estimater, og der er testet for, om de målte værdier er signifikant højere end forudsagt, dvs. om der er tegn på, at den negative udvikling i bundvandets iltindhold i sensommeren er standset (Fig. 6.6).

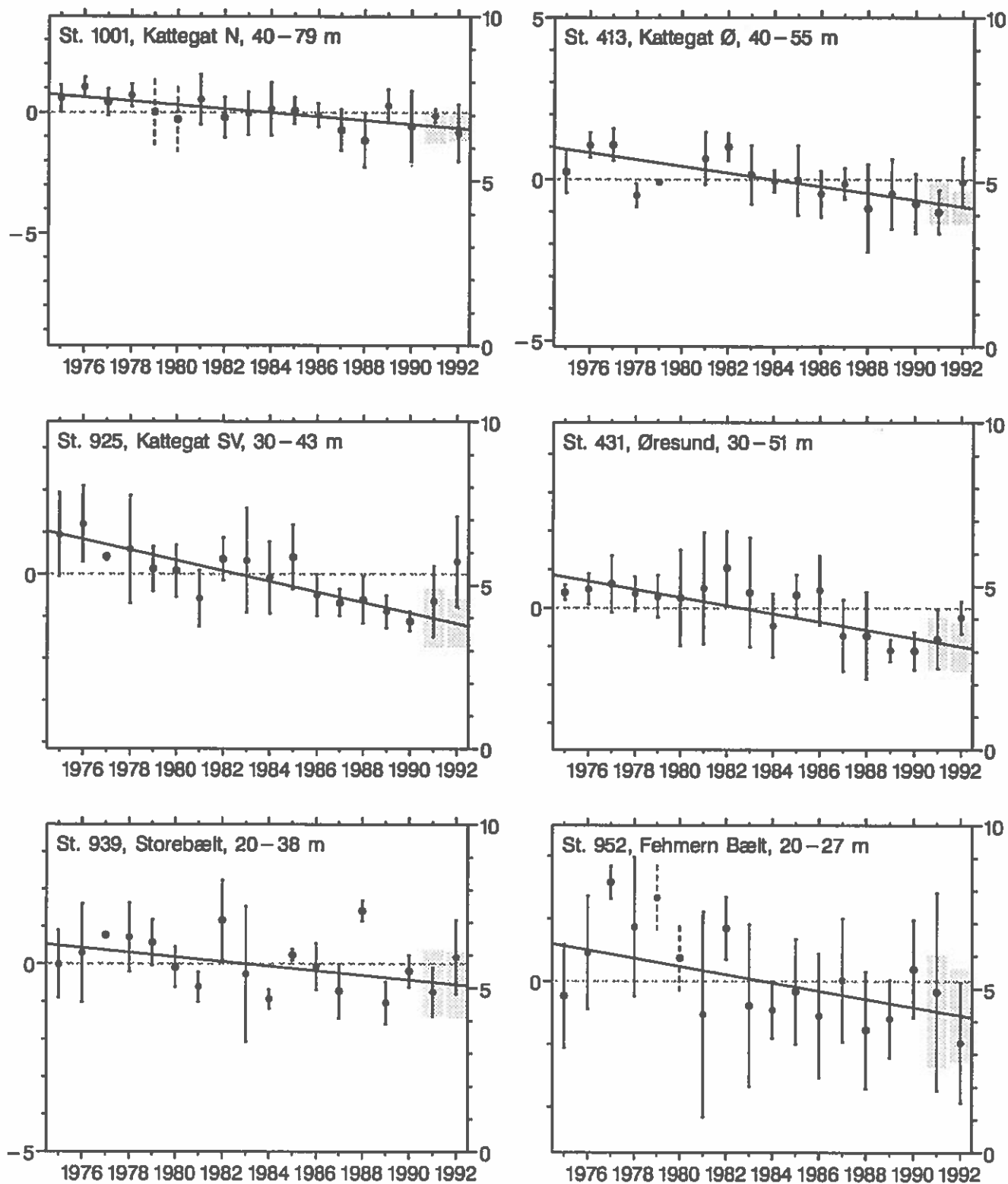
Som konkluderet i sidste års rapport (ud fra et lidt anderledes statistisk princip) var 1991-målingerne tæt ved det forudsagte, i fortsættelse af det lineære fald fra 1975-1990. I 1992, derimod, var iltkoncentrationerne i juli-oktober ved tre af stationerne signifikant højere, end hvis de skulle have fulgt 1975-1990-forløbet (Fig. 6.6), nemlig i Kattegat Ø (st. 413) og SV (st. 925) og i Øresund (st. 431). I Storebælt (st. 939) var 1992-middel over 1975-1990-middel, men afvigelsen er ikke signifikant, fordi år-til-år-variationen ved stationen dér er stor (Tab. 6.2). I Kattegat N (st. 1001) og i Fehmern Bælt (st.

952) var koncentrationerne i 1992 derimod lidt lavere end forudsagt (ikke-signifikant).

Den statistiske årsag til, at gennemsnittene for juli-oktober 1992 ved stationerne i Kattegat Ø og SV, Øresund og Storebælt var højere end forudsagt, er, at iltniveauet i juli-august var på eller over gennemsnittet for 1975-1990, fordi iltsvind indtrådte senere end sædvanligt. Det er ovenfor (afsnittet *Sæsonvariation*) vurderet, at det høje iltniveau i sommeren 1992 skyldtes usædvanlige afstrømningsforhold i vinteren og foråret. Da den totale kvælstofbelastning ikke er gået ned, må de høje juli-oktober-iltgennemsnit antages at være vejrbedingede og altså ikke tegn på, at forringelsen af iltforholdene i de åbne farvande er standset, selv om de afviger signifikant fra udviklingen i 1975-1990.

6.3 Konklusion

P.g.a. en lille afstrømning i januar og februar var iltforholdene i foråret og forsommeren 1992 generelt bedre end i perioden 1989-91. Udbredelsen og varigheden af iltsvind i sensommeren og efteråret i de kystnære områder var i 1992 generelt på linie med forholdene i 1989 og 1990, og lidt bedre end i 1991. Iltsvind i de åbne farvande opstod ca. 1 måned senere i 1992 end i 1991, men minimalkoncentrationerne var lige så lave som i 1991. Udbredelsen af iltsvindet var ligeledes det samme som i de senere år. Tidsforsinkelsen for optræden af iltsvind gjorde sig også gældende i de kystnære områder, især i Smålandsfarvandet hvor iltsvindet indtraf 3 måneder senere end i 1991.



Figur 6.6. Standardiserede iltkoncentrationer juli-oktober 1975-1992. Hvert års værdier er vist som middelværdi \pm 1 standardafvigelse. Den venstre Y-akse giver afvigelse fra middel 1975-1990 målt i standardafvigelser, beregnet som beskrevet i teksten til tabel 6.2. Den højre Y-akse viser værdierne omregnet til gennemsnitskoncentrationer for 1975-1990 v.h.j.a. den gennemsnitlige middelværdi og standardafvigelse opført i tabel 6.2. Regressionslinier vedrørende 1975-1990 (jf. Tab. 6.2) er indtegnet. For 1991 og 1992 er med gråt vist 90%-konfidensintervaller for henholdsvis 1991- og 1992-gennemsnit forudsagt ud fra resultaterne af den lineære regression: hvor måleværdiernes gennemsnit ligger oven for den grå zone, er de målte iltkoncentrationer signifikant større, end hvis det lineære fald 1975-1990 skulle være fortsat.

7 Bundfauna

7.1 Indledning

*Bundfaunaovervåg-
ningens omfang*

Overvågningen af bundfaunaens tilstand i danske farvande er efter vedtagelsen af Vandmiljøhandlingsplanen blevet intensiveret, og bundfaunaen er nu en fremtrædende parameter i den amtslige og den statslige overvågning. Denne intensivering er sket i erkendelse af, at bundfaunaen ligesom bundvegetationen udgør et integreret mål for miljøtilstanden i et område. Den regelmæssige overvågning af bundfauna omfatter i dag mere end 300 stationer i de danske farvande. Der eksisterer efterhånden længere tidsserier, hvor prøvetagning og prøvebearbejdning har fundet sted på samme måde, således at en troværdig analyse af data kan finde sted. Samtidigt har en kraftig udvikling af analysemetoder til behandling af data fra biologiske samfund fundet sted, hvilket muliggør, at man kan foretage avancerede analyser af disse data i tid og rum. Nogle af disse metoder kan endvidere anvendes ved en vurdering af den monitoringsindsats, som finder sted med hensyn til bundfaunaen.

*Tidsserier og
historiske data*

De fleste tidsserier er stadig af kort varighed, hvilket vanskeliggør en tolkning af eutrofieringstilstanden i disse områder, idet man ikke kender den "naturlige" basistilstand. I enkelte områder kan en sammenligning med tilstanden i starten af dette århundrede dog foretages, idet der foreligger data fra Den Danske Biologiske Station, omend datidens metodik er forskellig fra nutidens. Et andet problem er, at en stor indsats i forbindelse med overvågningen af bundfaunaen ikke nødvendigvis er ledsaget af en tilsvarende indsats med hensyn til "støtteparametre" såsom ilt-, klorofyl- og primærproduktionsdata.

Nærværende sammenstilling af data fra en række områder i danske farvande skal ses i dette lys. Det vil endvidere fremgå af de følgende analyser, at man på trods af den næsten eksplosive udvikling af de multivariate analyser til behandling af data fra biologiske samfund ofte når grænsen for programmernes kapacitet. Det er dog formentlig blot et spørgsmål om tid før udviklingen indenfor computerområdet vil muliggøre en samlet analyse af meget store datamængder.

*Klassifikations-
system baseret på
bundfaunaen*

Et klassifikationssystem, som er baseret på indikatorarter, er et mål, som ofte er blevet fremsat. Man bør dog nok gøre sig klart, at et meget enkelt klassifikationssystem, som det der er udviklet for ferskvand, er et naivt mål, idet det marine økosystem er væsentlig mere komplekst, og ikke mindst antallet af arter i marine bunddyrs-samfund er enormt set i limnisk målestok. Målet omkring en optimering af overvågningsprogrammet og et mere detaljeret fortolkningsgrundlag i form af et klassifikationssystem skal ikke betvivles, men nævnte skepsis kan måske understøttes af, at der ikke er fremkommet væsentlige indlæg i litteraturen omkring indikatorarter i forhold til en forureningsgradient siden Pearson & Rosenberg (1978). Det er således et åbent spørgsmål, om man kan

nå meget længere end det ovennævnte system.

En analyse af bundfaunadata fra en række udvalgte områder i danske farvande vil blive foretaget ved brug af flere af de eksisterende metoder til analyse af data fra biologiske samfund. Analyserne er begrænset til disse områder, idet en samlet analyse af samtlige bundfaunadata, som er indsamlet i forbindelse med overvågningsprogrammet, vil være meget omfangsrig, og vil ikke være mulig med de forhåndenværende ressourcer. Analyserne gennemføres med henblik på at afsløre eventuelle fælles udviklingstendenser i tiden. Desuden vil analyserne kunne afdække, i hvilket omfang stationer indenfor samme område er homogene, og det vil være muligt at vurdere, om antallet af stationer er optimalt. En mere detaljeret sammenstilling af faunaens tilstand og udvikling i de enkelte farvandsområder, baseret på indberetninger fra amterne og Skov- og Naturstyrelsen, vil endvidere blive foretaget.

7.2 Multivariate analyser af bundfaunadata i rum og tid

Multivariate analyser

Igennem de sidste par årtier er der sket en kraftig udvikling i anvendelsen af multivariate metoder indenfor den del af økologien, som arbejder med strukturen i biologiske samfund. De samme metoder har naturligvis også fundet anvendelse indenfor analyse af overvågningsdata. Denne eksplosive anvendelse af multivariate metoder skyldes dels, at den tilgængelige computerkraft nu er tilstede på et prisniveau, som gør det muligt at køre disse analyser på store datamængder. Behovet for at overskue store mængder af data fra biologiske samfund har dog også været en drivkraft for udviklingen.

Der findes i dag mange forskellige multivariate metoder, hvilket kan virke overvældende for den, som giver sig i kast med at analysere overvågningsdata. Spørgsmål om hvilke metoder og hvilke datatransformationer man skal vælge, kan ligeledes forekomme uoverskuelige. Man bør i første instans gøre sig klart, hvilke forudsætninger der er knyttet til de enkelte metoder. Det bør endvidere fremhæves, at en ordination af data ikke er nogen statistisk test, men blot en måde at reducere variationen i data til få dimensioner. Det er med andre ord metoder, som kan anvendes til at få en indledende oversigt over variationen i data, og som kan give antydninger af mulige årsager til denne variation. Det er dog muligt at teste grupperinger i MDS-plot (multidimensional scaling) med en såkaldt ANOSIM-test (analysis of similarity) (Clarke, 1993; Clarke & Warwick, subm.). Det er f.eks muligt at teste, om faunaens sammensætning i begyndelsen af en tidsserie er signifikant forskellig fra faunaens sammensætning i slutningen af tidsserien. For en introduktion til multivariate analyser henvises til Digby & Kempton (1987) samt Jongman et al. (1987).

Datatransformation

Data er i de følgende analyser oftest transformerede forud for ordinationen. Den mest anvendte transformation er 4. rod (dobbelkvadratrodd). En given transformation reducerer betydningen af

dominante arter. Den mest ekstreme transformation er tilstede/ikke tilstede, hvor betydningen af individtæthed er totalt elimineret. Analyser på ikke-transformerede data udgør den anden ekstrem og vil stort set fjerne betydningen af de mindre almindelige arter. I alle de analyser, som her er gennemført, er det anvendte similaritets mål mellem stationerne Bray-Curtis similaritetsindex (Bray & Curtis, 1957).

Anvendte programmer

MDS-analyserne på faunadata samt PCA-analyserne på støtteparametrene er foretaget i programmet PRIMER (Carr, 1993). CA- og CCA-analyserne er foretaget i programmet CANOCO (ter Braak, 1988).



Fig. 7.1. Placeringen af stationerne som indgår i den spatiale analyse.

Datamateriale

7.2.1 Spatial analyse

Data fra de udvalgte områder i Århus, Vejle, Fyn, Vestsjælland, Roskilde og Storstrøms amter indgår i denne spatiale analyse. Data som er indsendt dækker forskellige perioder. Året 1990 er det år, som er dækket af det største antal stationer, og en spatial analyse er foretaget på dette år med henblik på at afdække forskelle og ligheder i artssammensætningen imellem de forskellige områder.

Undersøgelsen vil således afsløre i hvor høj grad, faunaen i de enkelte områder ligner hinanden. Stationerne som indgår i denne spatiale analyse fremgår af kortet (Fig. 7.1).

Data som indgår i analysen fra hver station er den gennemsnitlige individtæthed pr. m² af hver art baseret på et antal delprøver. Der er taget mellem 3 og 20 HAPS-prøver pr. station. Alle prøver i denne spatiale analyse har et areal på 0.0123 m². Prøverne er indsamlet i april-maj måned med undtagelse af prøverne fra Århus Bugt og de fleste af prøverne fra farvandet omkring Fyn, hvor prøvetagningstidspunktet var i oktober-november. Ialt 116 stationer indgår i materialet til den spatiale analyse. Materialet fra de enkelte institutioner er "renset" for synonymer for de enkelte taxa. Desuden er enkelte taxa, som normalt ikke medregnes til makrofaunaen, såsom *Nematoda* og *Copepoda* udelukket fra materialet. Efter denne procedure er ialt 216 taxa repræsenteret. Det bør nævnes, at denne analyse er på grænsen af, hvad PRIMER-programmet p.t. kan håndtere. Det maksimale antal stationer, som kan behandles i en analyse, er således 125.

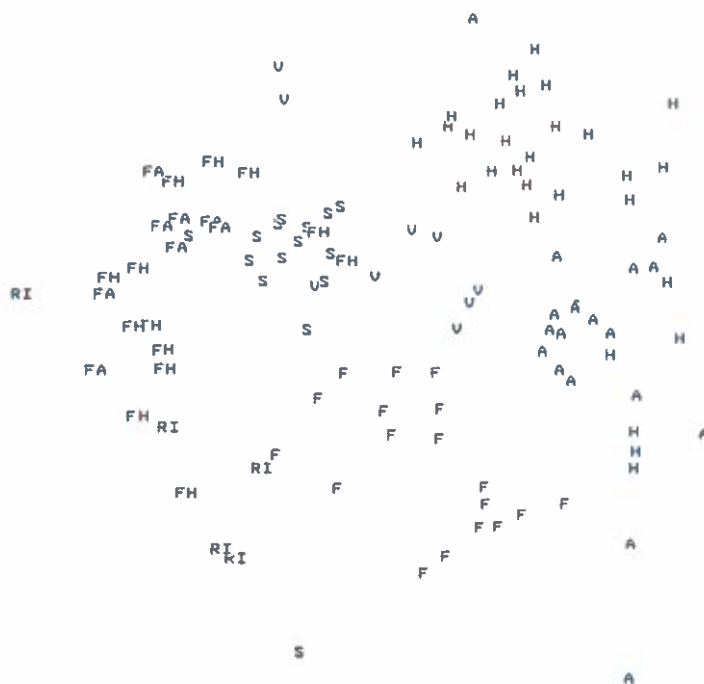


Fig. 7.2. MDS-plot af en ordination foretaget på artsdata, som er 4. rod transformerede. Stationerne er markeret i henhold til det område de tilhører: (A) Århus bugt og Kalø Vig. (H) Hevring Bugt. (V) Horsens, Vejle og Kolding Fjorde. (S) Smålandsfarvandet. (FH) Fehmern Bælt og Hjelm Bugt. (FA) Fakse Bugt. (F) Farvandet omkring Fyn. (RI) Roskilde Fjord og Isefjord.

*MDS-ordination:
variation mht. arts-
sammensætning*

Figur 7.2 viser resultatet af en MDS-ordination på transformerede data (4. rod). Det to-dimensionale plot afspejler derfor primært forskelle i artssammensætningen, samt større forskelle i individtæthed af de enkelte arter. Det bemærkes, at stationer i samme område er mere eller mindre sammenfaldende i dette plot. Hvert område har tilsyneladende deres karakteristiske artssammensætning, og en ANOSIM-test viser, at grupperne er signifikant forskellige ind-

byrdes, dog med undtagelse af områderne Fehmern Bælt/Hjelm Bugt og Fakse Bugt (Tabel 7.1). Den gennemsnitlige dissimilaritet, der er defineret som 1 minus den gennemsnitlige lighed mellem stationerne i et område, er ligeledes angivet i tabellen. Den største dissimilaritet (92.2 %) findes ikke uventet mellem områderne Hevring Bugt og Fakse Bugt, mens den mindste (60.5 %) findes mellem områderne Fehmern Bælt/Hjelm Bugt og Fakse Bugt, der ifølge ANOSIM-testen ikke er signifikant forskellige.

Tabel 7.1. Test-resultater af en envejs ANOSIM-test mellem de enkelte områder. Der er i hvert tilfælde kørt 1000 permutationer. Symbolerne ***, ** og * angiver signifikans på henholdsvis 0.1, 1 og 5 % niveau. Den globale test viser signifikans på 0.1 % niveau ($R=0.689$). Under symbolerne er den gennemsnitlige dissimilaritet mellem områderne angivet.

	2	3	4	5	6	7	8
1. Århus Bugt og Kalø Vig	*** 69.8	*** 70.4	*** 78.3	*** 90.1	*** 91.3	*** 68.3	*** 87.7
2. Hevring Bugt		*** 74.2	*** 81.1	*** 91.9	*** 92.2	*** 73.7	*** 89.2
3. Horsens, Vejle og Kolding Fjorde			*** 74.4	*** 86.8	*** 87.7	*** 69.2	*** 82.4
4. Smålandsfarvandet				*** 68.0	*** 62.1	*** 77.8	*** 73.6
5. Fehmern Bælt og Hjelm Bugt					n.s. 60.5	*** 89.5	** 75.3
6. Fakse Bugt						*** 90.2	** 73.4
7. Farvandet omkring Fyn							*** 83.9
8. Roskilde - og Isefjord							

Taxonomisk niveau

De markante forskelle mellem områderne kunne være forårsaget af, at de enkelte amter/konsulenter bestemmer arterne forskelligt, eller at niveauet for bestemmelsen er forskelligt. Denne formodning kan imidlertid afvises, idet den tilsvarende analyse på data, hvor arterne er samlet til slægtsniveau, stort set udviser samme resultat (Fig. 7.3). Der er dog et betydeligt overlap mellem nogle stationer i Århus Bugt og farvandet omkring Fyn, omend de 2 områder som sådan stadig er signifikant forskellige. ANOSIM-testen på denne analyse viser dog, at Fehmern Bælt/Hjelm Bugt og Roskilde -/Isefjord ikke er signifikant forskellige (Tabel 7.2). Man kan altså konkludere, at de områder, som her er underkastet en analyse, har en for områderne karakteristisk fauna.

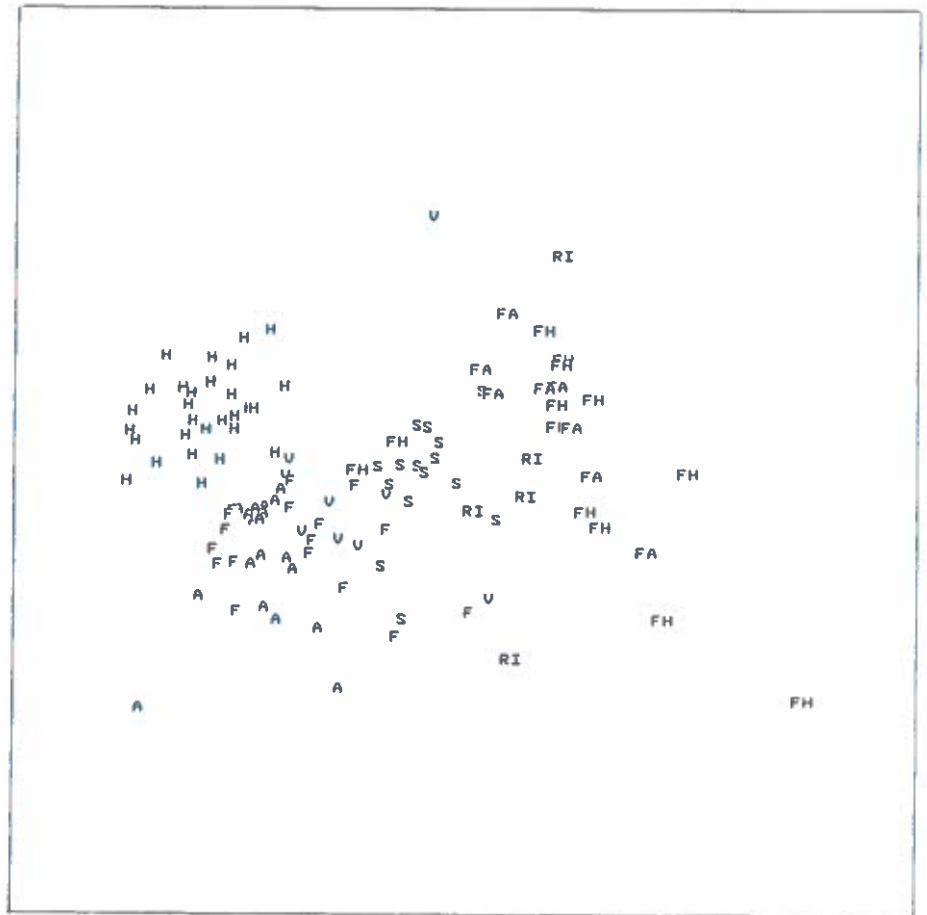


Fig. 7.3. MDS-plot af en ordination foretaget på data, hvor arter er reduceret til slægtsniveau. Data er 4. rod transformerede. Det skal bemærkes at orienteringen af MDS-ordinationen er tilfældig. Symboler som i Fig. 7.2.

Tabel 7.2. Test-resultater af en envejs ANOSIM-test mellem de enkelte områder, hvor arterne er samlet til slægt eller højere niveau. Der er i hvert tilfælde kørt 1000 permutationer. Symbolerne ***, ** og * angiver signifikans på henholdsvis 0.1, 1 og 5 % niveau. Den globale test viser signifikans på 0.1 % niveau ($R = 0.649$).

	2	3	4	5	6	7	8
1. Århus Bugt og Kalø Vig	***	***	***	***	***	***	***
2. Hevring Bugt		***	***	***	***	***	***
3. Horsens, Vejle og Kolding Fjorde			***	***	**	*	**
4. Smålandsfarvandet				***	***	***	***
5. Fehmarn Bælt og Hjelm Bugt					n.s.	***	n.s.
6. Fakse Bugt						***	**
7. Farvandet omkring Fyn							***
8. Roskilde - og Isefjord							

Reduceres det taxonomiske niveau yderligere til henholdsvis familie- og række-niveau, falder den geografiske gruppering dog tilsyneladende mere eller mindre sammen (Fig. 7.4). Det er dog bemærkel-

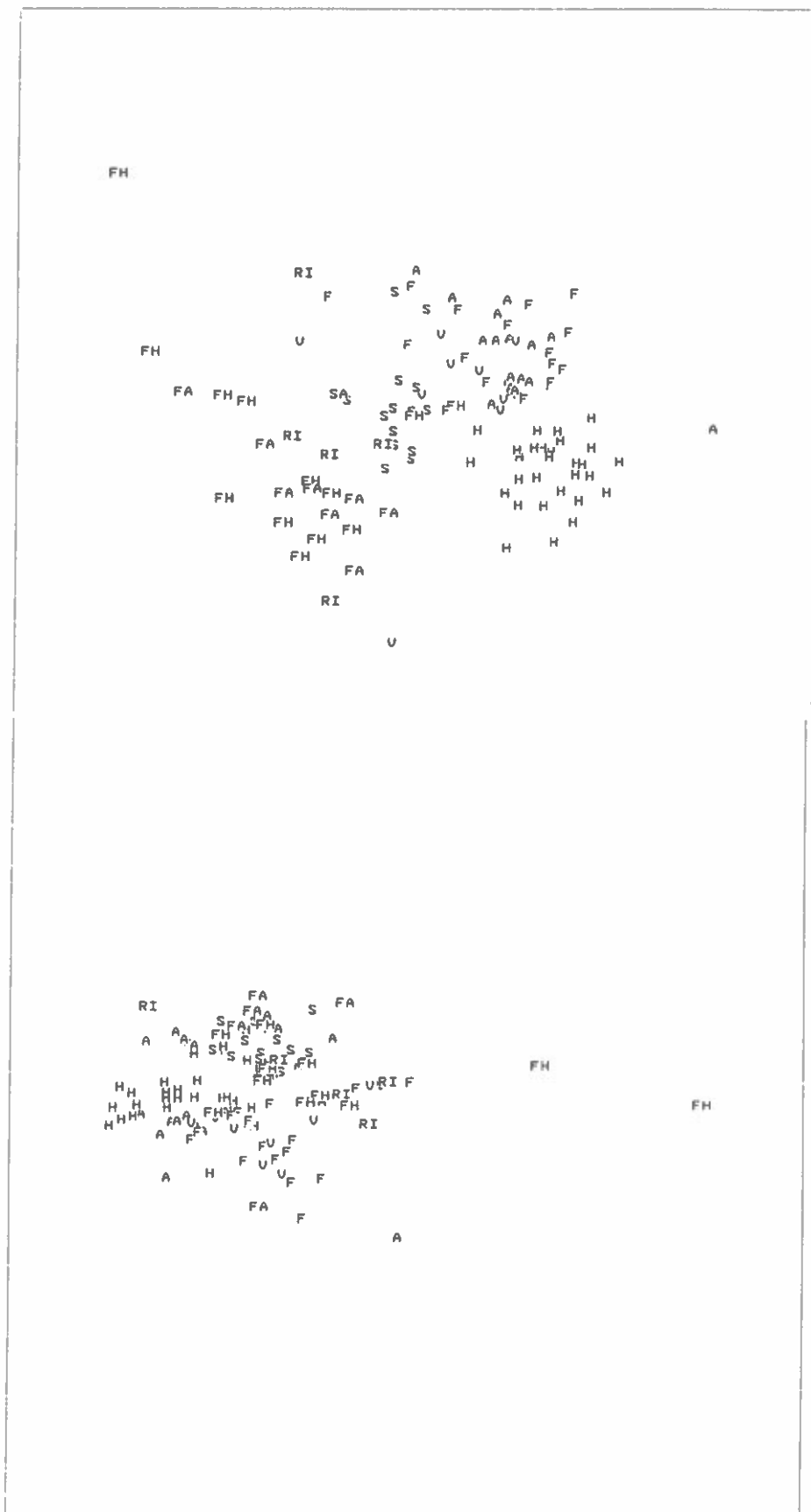


Fig. 7.4. MDS-plot af ordinationer foretaget på data, hvor arterne er reduceret til henholdsvis familier og rækker. Symboler som i Fig. 7.2.

sesværdigt, at der ifølge ANOSIM-tests udført på familie- og rækkeniveau ikke ændres på, hvilke områder som er signifikant forskellige. Der sker kun små forskydninger på signifikansniveauerne. Denne observation er på linie med analyser foretaget af Warwick (1988). Warwick fandt således, at en forureningsgradient kunne afsløres selv på rækkeniveau i form af samme gruppering som den, man opnåede ved at foretage analysen på artsniveau.

Forskelle i prøvetagningstidspunktet mellem de enkelte områder kan naturligvis ligeledes medvirke til en forskellig gruppering i ordinationen. Det er dog som nævnt kun stationer i Århus Bugt og en del af stationerne i farvandet omkring Fyn, som kan være influeret af denne sæsonbetingede skævhed. Stationerne fra farvandet omkring Fyn grupperer sig markant på trods af, at gruppen består af stationer, som er indsamlet henholdsvis i foråret og i efteråret, hvilket taler for, at sæsonvariationen er af mindre betydning i dette tilfælde.

PCA: miljøparametres indflydelse

De i MDS-analysen observerede forskelle i bundfaunaens sammensætning imellem områderne kan til dels forklares ud fra forskelle i dybde, salinitet og sedimentets glødetab. En PCA-analyse (Principal Component Analysis) af disse tre parametre på de samme stationer viser en gruppering, som det fremgår af Fig. 7.5. Det skal bemær-

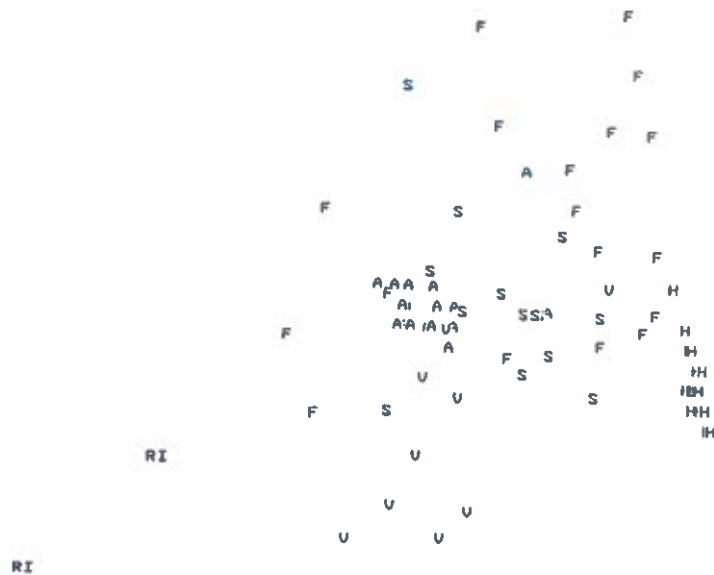


Fig. 7.5. PCA-plot af miljøparametre fra de stationer, som indgår i den spatiale analyse. Parametrene som indgår i analysen er salinitet, glødetab og dybde. Det skal bemærkes, at ikke alle stationer indgår i analysen på grund af manglende data. Symboler som i Fig. 7.2. En analyse af hvilken kombination af miljødata, som bedst kan forklare MDS-ordinationen på de tilsvarende faunadata, viser, at glødetabet er den bedste parameter ($r=0.30$). Saliniteten er dog også af betydning, men denne kan ikke bestemmes eksakt, idet flere stationer i samme område er tillagt samme salinitet, hvor denne ikke er målt på alle stationer.

kes, at ikke alle stationer er medtaget i dette plot på grund af manglende data på glødetab fra en række stationer. I PRIMER findes et program (BIOENV), som systematisk gennemgår alle mulige kombinationer af miljødata med henblik på at finde den kombination, som bedst "forklarer" faunadata (Clarke & Ainsworth, 1993). Blandt disse parametre er glødetabet den, som bedst kan forklare fordelingen af stationerne, omend korrelationen er ret ringe ($r=0.296$). Ingen kombinationer af parametre giver en bedre korrelation. Saliniteten er dog udelukket fra denne analyse, da en række stationer fra samme område er tillagt samme salinitet, så salinitetens rolle er i realiteten ukendt.

Karakterarter

Arterne, som primært medvirker til at områderne kan betragtes som særegne, er angivet i Tabel 7.3. Den gennemsnitlige lighed indenfor de enkelte områder er ligeledes angivet i tabellen. Arterne er i tabellen rangeret efter den betydning som de har for den lighed, som eksisterer indenfor de enkelte områder. Arter som generelt er hyppige i et område, er ikke nødvendigvis de bedste indikatorarter. Arter som forekommer på stort set alle stationer med en fordeling, som ikke er klumpet, er alt andet lige de bedste indikatorarter. Det næste spørgsmål er så, om disse arter er følsomme overfor eventuelle miljøforandringer. Områder såsom Smålandsfarvandet er karakteriseret af en høj grad af lighed (49.7 %), medens Roskilde Fjord og Isefjord må betegnes som mindre homogene (26.8 %). Årsagen til, at faunaen i Roskilde Fjord og Isefjord er så uhomogen, er formentligt, at der er en kraftig salinitetsgradient indenfor området.

Arter, som er medvirkende til dissimilaritet mellem forskellige områder, er angivet i tabel 7.4. Arterne er her rangeret efter deres betydning med hensyn til den fundne dissimilaritet mellem områderne. Der er naturligvis i vid udstrækning et sammenfald mellem de arter, som figurerer som dem, der bevirker en høj grad af lighed indenfor et område, og de arter, som bevirker forskelle mellem områderne.

De oplyste arter i tabel 7.3 kan betegnes som karakterarter for de enkelte områders makrofauna. Kendere af disse områders fauna vil sikkert ikke genkende til denne artsliste, og ville, hvis de rent subjektivt skulle udnævne karakterarter, sikkert pege på nogle af disse arter. Det er dog væsentligt at fremhæve, at arterne i tabel 7.3 er fremkommet ved en mere objektiv rangering af arter, som bidrager til områdenes homogenitet. Samtidigt kan MDS-analysen angive et relativt mål for, hvor homogene områderne er, og hvor forskelligt et område er fra et andet område. Der er vel at mærke heller ikke knyttet nogle forudsætninger til, at arternes respons på en given miljøparameter er lineær eller unimodal, hvilket er tilfældet ved PCA-, CA- og CCA-analyser.

Meget få arter synes at figurere som karakterarter i en række områder. Således findes kun 3 arter på listen på mere end halvdelen af stationerne. *Corbula gibba* findes på listen for 6 områder, mens arterne *Heteromastus filiformis* og *Scoloplos armiger* findes på listen for 5 områder.

Tabel 7.3. De mest betydende arter for den lighed som er observeret indenfor de enkelte områder. Den beregnede similaritet er baseret på 4. rod transformerede data. De 10 mest betydende arter for hvert område er medtaget og arternes rangering i betydning for ligheden er angivet med cifre fra 1 til 10. I parentes er angivet arternes procentvise andel af den observerede lighed. Den gennemsnitlige similaritet for de enkelte områder samt standardafvigelse er angivet. Desuden er den kumulative forklaringsprocent af de 10 arter angivet.

	Århus Bugt & Kalø Vig	Hevring Bugt	Horsens, Vejle og Kolding Fjorde	Små- lands farvan- det	Fehmarn Bælt & Hjelm Bugt	Fakse Bugt	Farvan- det om- kring Fyn	Roskilde Fjord & Isefjord
<i>Mysella bidentata</i>	1 (12)	6 (5.7)	5 (7.8)				2 (9.2)	
<i>Corbula gibba</i>	2 (11)	2 (11)	1 (16)	5 (8.8)			1 (18)	2 (18)
<i>Abra alba</i>	3 (7.0)		2 (14)	9 (5.3)				
<i>Nephtys hombergii</i>	4 (6.0)	3 (10)	3 (13)				6 (5.4)	
<i>Pholoe balthica</i>	5 (5.6)	8 (4.1)						
<i>Pectinaria koreni</i>	6 (4.2)							
<i>Prionospio fallax</i>	7 (4.1)	5 (7.6)					10 (3.5)	
<i>Arctica islandica</i>	8 (4.1)						5 (7.1)	
<i>Heteromastus filiformis</i>	9 (3.4)		8 (3.6)		6 (5.7)		7 (5.0)	7 (3.6)
<i>Phoronis muellerii</i>	10 (3.3)							
<i>Ampelisca brevicornis</i>		1 (13)						
<i>Scoloplos armiger</i>		4 (8.5)		6 (8.5)	4 (7.6)	5 (6.9)		4 (9.2)
<i>Polydora caeca</i>		7 (4.1)						
<i>Nephtys spp.</i>		9 (3.2)		2 (10)				
<i>Ophiura albida</i>		10(2.4)	7 (3.9)				4 (8.8)	
Capitellidae			4 (11)					
<i>Mya arenaria</i>			6 (4.6)	7 (5.7)	8 (4.7)	4 (9.2)		
<i>Hydrobia ulvae</i>			9 (3.4)					6 (4.1)
<i>Capitella capitata</i>			10 (3.3)					
<i>Macoma balthica</i>				1 (12)	2 (17)	2 (16)		1 (31)
<i>Diastylis rathkei</i>				3 (9.0)				
<i>Hydrobia spp.</i>				4 (8.9)	1 (27)	1 (27)		8 (3.2)
<i>Terebellides stroemi</i>				8 (5.4)				
<i>Mytilus edulis</i>				10(5.0)	3 (15)	7 (5.5)		3 (17)
<i>Pygospio elegans</i>					5 (7.3)	9 (3.1)		
<i>Oligochaeta</i>					7 (5.3)	3 (9.7)		9 (1.9)
<i>Hediste diversicolor</i>					9 (4.3)	8(3.2)		
<i>Cardium spp.</i>					10 (1.0)			
<i>Halicryptus spinolosus</i>						6 (5.9)		
<i>Harmothoe spp.</i>						10 (2.2)		
<i>Abra nitida</i>							3 (9.2)	
<i>Aricidea suecica</i>							8 (4.3)	
<i>Nephtys ciliata</i>							9 (3.8)	
<i>Neanthes succinea</i>								5 (5.3)
<i>Polydora ligni</i>								10 (1.8)
Gennemsnitlig lighed %:	47.2	42.5	39.1	49.7	33.6	48.3	39.5	26.8
S.D.:	18.4	10.4	17.5	16.5	18.5	12.4	16.1	11.7
Kumulativ forklaringsprocent af de 10 arter:	59.8	67.6	79.6	78.2	94.7	88.3	74.7	94.8

Tabel 7.4. De mest betydende arter for den dissimilaritet som er observeret mellem de enkelte områder. Den beregnede dissimilaritet er baseret på 4. rod transformerede data og Bray-Curtis index.

	Hevring Bugt		Århus Bugt & Kalø Vig		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 69.8 ± 8.9
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
<i>Ampelisca brevicornis</i>	829	689	0	0	4.77	4.77	
<i>Mysella bidentata</i>	109	128	1432	1348	3.78	8.55	
<i>Abra alba</i>	20.8	45.1	560	422	3.48	12.03	
<i>Polydora caeca</i>	925	2094	6.1	21.3	2.76	14.79	
<i>Scoloplos armiger</i>	125	139	14.7	21.5	2.39	17.19	
<i>Corbula gibba</i>	474	562	652	872	2.23	19.41	
<i>Pholoe balthica</i>	132	260	109	102	1.99	21.41	
<i>Phoronis muellerii</i>	17.9	40.4	72.7	77.6	1.98	23.38	
<i>Pectinaria koreni</i>	41.5	84.5	41.0	48.6	1.84	25.23	
<i>Heteromastus filiformis</i>	8.4	17.2	45.2	36.7	1.84	27.06	

	Horsens, Vejle & Kolding Fjorde		Århus Bugt & Kalø Vig		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 70.4 ± 13.3
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
<i>Corbula gibba</i>	3831	6843	652	872	4.65	4.65	
<i>Mysella bidentata</i>	228	295	1432	1347	4.15	8.80	
<i>Abra alba</i>	394	398	560	422	3.24	12.04	
<i>Pholoe balthica</i>	0	0	109	102	3.19	15.23	
Capitellidae	50.8	45.6	0	0	3.16	18.39	
<i>Prionospio fallax</i>	0.9	2.7	69.1	67.6	2.67	21.06	
<i>Phoronis muellerii</i>	0	0	72.7	77.6	2.40	23.46	
<i>Mya arenaria</i>	41.6	65.5	0.6	2.7	2.34	25.80	
<i>Arctica islandica</i>	68.7	109	61.7	62.9	2.23	28.03	
<i>Pectinaria koreni</i>	4.5	7.2	40.9	48.6	2.13	30.17	

	Smålandsfarvandet		Århus Bugt & Kalø Vig		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 78.3 ± 8.0
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
<i>Mysella bidentata</i>	4.9	9.1	1432	1347	5.12	5.12	
<i>Hydrobia</i> spp.	975	1658	0	0	4.35	9.47	
<i>Macoma balthica</i>	218	179	1.2	5.3	3.91	13.39	
<i>Abra alba</i>	64	110	560	422	3.30	16.68	
<i>Pholoe balthica</i>	0	0	109	102	2.85	19.53	
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	20.8	14.3	2.46	21.99	
<i>Prionospio fallax</i>	0	0	69.1	67.6	2.42	24.41	
<i>Terebellides stroemi</i>	100	149	5.5	16.6	2.40	26.81	
<i>Corbula gibba</i>	121	160	652	872	2.35	29.16	
<i>Mya arenaria</i>	43.6	53.1	0.6	2.7	2.31	31.47	

	Fehmarn Bælt & Hjelms Bugt		Århus Bugt & Kalø Vig		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 90.1 ± 10.4
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
<i>Mysella bidentata</i>	4.7	11.2	1432	1347	5.51	5.51	
<i>Hydrobia</i> spp.	950	1266	0	0	5.10	10.60	
<i>Corbula gibba</i>	17.6	61.0	652	872	4.96	15.56	
<i>Abra alba</i>	34.6	91.6	560	422	3.86	19.42	
<i>Macoma balthica</i>	156	174	1.2	5.3	3.23	22.65	
<i>Pholoe balthica</i>	0	0	109	102	2.86	25.51	
<i>Pygospio elegans</i>	512	1022	0	0	2.76	28.27	
<i>Mytilus edulis</i>	213	430	4.9	8.9	2.74	31.01	
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	20.8	14.3	2.72	33.73	
<i>Prionospio fallax</i>	0	0	69.1	67.6	2.60	36.33	

	Fakø Bugt		Århus Bugt & Kalø Vig		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 91.3 ± 5.3
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
<i>Hydrobia</i> spp.	3803	4055	0	0	7.19	7.19	
<i>Mysella bidentata</i>	0	0	1432	1347	5.19	12.37	
<i>Corbula gibba</i>	0	0	652	872	4.52	16.89	
<i>Macoma balthica</i>	431	509	1.2	5.3	4.18	21.07	
<i>Abra alba</i>	0	0	560	422	3.64	24.71	
<i>Mya arenaria</i>	261	513	0.6	2.7	2.98	27.69	
<i>Pholoe balthica</i>	0	0	109	102	2.59	30.28	
<i>Scoloplos armiger</i>	232	333	14.7	21.5	2.41	32.69	
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	20.8	14.3	2.30	34.99	
<i>Prionospio fallax</i>	0	0	69.1	67.6	2.24	37.23	

Tabel 7.4. (fortsat)

	Færvædet omkring Fyn		Århus Bugt & Kala Vig		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 68.3 ± 10.9
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
<i>Mysella bidentata</i>	137	159	1432	1347	4.38	4.38	
<i>Abra alba</i>	54.7	152	560	422	4.38	8.76	
<i>Abra nitida</i>	230	250	15.9	27.4	3.40	12.16	
<i>Pholoe bathica</i>	0	0	109	102	3.38	15.54	
<i>Ophiura albida</i>	69.1	78.7	16.5	38.4	2.79	18.33	
<i>Phoronis muellerii</i>	0	0	72.7	77.6	2.55	20.87	
<i>Corbula gibba</i>	420	589	652	872	2.54	23.41	
<i>Prionospio fallax</i>	42.0	59.3	69.1	67.6	2.39	25.80	
<i>Ophiura juv.</i>	0	0	69.7	117	2.20	28.00	
<i>Macoma calcarea</i>	6.3	18.6	44.0	67.1	2.13	30.13	
Roskilde Fjord & Isefjord		Århus Bugt & Kala Vig		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 87.7 ± 5.8	
Individt.	S.D.	Individt.	S.D.				
<i>Mysella bidentata</i>	0	0	1432	1347	5.64	5.64	
<i>Mytilus edulis</i>	1341	1958	4.9	8.9	4.29	9.94	
<i>Abra alba</i>	0	0	560	422	3.96	13.89	
<i>Macoma bathica</i>	143	133	1.2	5.3	3.84	17.74	
<i>Hydrobia spp.</i>	2445	5152	0	0	2.84	20.58	
<i>Pholoe bathica</i>	0	0	109	102	2.61	23.39	
<i>Corbula gibba</i>	119	225	652	872	2.68	26.07	
<i>Prionospio fallax</i>	0	0	69.1	67.6	2.45	28.52	
<i>Arctica islandica</i>	0	0	61.7	62.9	2.24	30.76	
<i>Pectinaria koreni</i>	0	0	41.0	48.6	2.22	32.98	
Horsens, Vejle & Kolding Fjorde		Hævring Bugt		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 74.2 ± 9.2	
Individt.	S.D.	Individt.	S.D.				
<i>Ampelisca brevicornis</i>	5.4	16.3	629	689	5.09	5.09	
<i>Corbula gibba</i>	3631	6843	474	562	4.53	9.61	
<i>Abra alba</i>	394	398	20.8	45.1	3.60	13.22	
<i>Prionospio fallax</i>	0.9	2.7	102	128	3.33	16.54	
<i>Polydora caeca</i>	0	0	925	2094	3.12	19.66	
<i>Caprellidae</i>	50.6	45.6	0	0	3.01	22.67	
<i>Mysella bidentata</i>	228	295	109	126	2.68	25.35	
<i>Pholoe bathica</i>	0	0	132	260	2.52	27.87	
<i>Scoloplos armiger</i>	39.6	70.0	125	139	2.44	30.31	
<i>Mya arenaria</i>	41.6	65.6	12.9	22.3	2.11	32.42	
Smålandsfarvandet		Hævring Bugt		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 81.1 ± 6.7	
Individt.	S.D.	Individt.	S.D.				
<i>Ampelisca brevicornis</i>	0	0	629	689	4.84	4.84	
<i>Hydrobia spp.</i>	975	1658	3.4	13.3	4.14	8.98	
<i>Macoma bathica</i>	218	179	0	0	3.91	12.88	
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	104	61.5	3.55	16.43	
<i>Prionospio fallax</i>	0	0	102	128	3.10	19.53	
<i>Polydora caeca</i>	0	0	925	2094	2.63	22.37	
<i>Mytilus edulis</i>	282	908	0	0	2.50	24.87	
<i>Terebellides stroemii</i>	100	149	0	0	2.49	27.36	
<i>Diaetylis rathkei</i>	56.9	59.2	7.3	22.0	2.49	29.85	
<i>Mysella bidentata</i>	4.9	9.1	109	126	2.29	32.15	
Fehmarn Bælt & Hjørn bugt		Hævring Bugt		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D. 81.9 ± 8.4	
Individt.	S.D.	Individt.	S.D.				
<i>Ampelisca brevicornis</i>	0	0	629	689	5.12	5.12	
<i>Hydrobia spp.</i>	950	1266	3.4	13.3	4.77	9.89	
<i>Corbula gibba</i>	17.6	61.0	474	562	4.44	14.33	
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	104	61.5	3.79	18.12	
<i>Prionospio fallax</i>	0	0	102	128	3.32	21.44	
<i>Macoma bathica</i>	156	174	0	0	3.19	24.63	
<i>Mytilus edulis</i>	213	430	0	0	3.05	27.68	
<i>Polydora caeca</i>	0	0	925	2093	2.89	30.57	
<i>Pygospio elegans</i>	512	1022	4.5	11.4	2.72	33.29	
<i>Scoloplos armiger</i>	167	209	125	139	2.63	35.92	

Tabel 7.4. (fortsat)

	Fekse Bugt		Hevring Bugt		%	Kumula- tiv %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Indivdt.	S.D.	Indivdt.	S.D.			
							92.2 ± 5.7
<i>Hydrobia</i> spp.	3803	4055	3.4	13.3	6.93	6.93	
<i>Ampeliscæ brevicornis</i>	0	0	629	689	4.58	11.51	
<i>Macoma balthica</i>	431	509	0	0	4.25	15.76	
<i>Corbula gibba</i>	0	0	474	562	4.13	19.89	
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	104	61.5	3.37	23.26	
<i>Prionospio fallax</i>	0	0	102	128	2.94	26.21	
<i>Oligochaeta</i>	116	209	0	0	2.80	29.00	
<i>Polydora caeca</i>	0	0	925	2094	2.64	31.65	
<i>Mya arenaria</i>	261	514	12.9	22.3	2.52	34.17	
<i>Mysella bidentata</i>	0	0	109	126	2.36	36.53	
	Fervandet om- kring Fyn		Hevring Bugt		%	Kumula- tiv %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Indivdt.	S.D.	Indivdt.	S.D.			
							73.7 ± 8.4
<i>Ampeliscæ brevicornis</i>	0	0	629	689	5.53	5.53	
<i>Abra nitida</i>	230	250	0	0	3.56	9.09	
<i>Polydora caeca</i>	0	0	925	2094	3.22	12.31	
<i>Scoloplos armiger</i>	22.1	47.4	125	139	2.68	14.99	
<i>Pholoe balthica</i>	0	0	132	260	2.60	17.59	
<i>Mysella bidentata</i>	137	159	109	126	2.49	20.08	
<i>Prionospio fallax</i>	42.0	59.3	102	128	2.47	22.55	
<i>Corbula gibba</i>	420	589	474	562	2.40	24.95	
<i>Nephtys hombergii</i>	42.5	68.6	104	61.5	2.30	27.25	
<i>Ophiura albida</i>	69.1	78.7	30.3	44.3	2.17	29.42	
	Roskilde Fjord & Isefjord		Hevring Bugt		%	Kumula- tiv %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Indivdt.	S.D.	Indivdt.	S.D.			
							89.2 ± 8.1
<i>Ampeliscæ brevicornis</i>	0	0	629	689	4.97	4.97	
<i>Mytilus edulis</i>	1341	1958	0	0	4.57	9.54	
<i>Macoma balthica</i>	143	133	0	0	3.87	13.41	
<i>Prionospio fallax</i>	0	0	102	128	3.21	16.62	
<i>Nephtys hombergii</i>	3.3	7.3	104	61.5	3.17	19.79	
<i>Hydrobia</i> spp.	2446	5152	3.4	13.3	2.95	22.74	
<i>Polydora caeca</i>	0	0	925	2094	2.85	25.59	
<i>Corbula gibba</i>	119	225	474	562	2.57	28.16	
<i>Mysella bidentata</i>	0	0	109	126	2.56	30.72	
<i>Pholoe balthica</i>	0	0	132	260	2.31	33.03	
	Smålandsfarvandet		Horsens, Vejle & Kolding Fjorde		%	Kumula- tiv %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Indivdt.	S.D.	Indivdt.	S.D.			
							74.4 ± 9.5
<i>Corbula gibba</i>	121	160	3631	6843	5.83	5.83	
<i>Hydrobia</i> spp.	975	1658	0	0	5.56	11.39	
<i>Macoma balthica</i>	218	179	53.3	113	4.11	15.51	
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	55.1	49.4	3.82	19.33	
Capitellidae	0	0	50.6	45.6	3.59	22.91	
<i>Abra alba</i>	64.0	110	394	398	3.53	26.44	
<i>Mysella bidentata</i>	4.9	9.1	228	295	3.52	29.96	
<i>Nephtys</i> spp.	55.1	29.7	8.1	18.6	3.25	33.21	
<i>Diastylis rathkei</i>	56.9	59.2	9.0	18.6	3.22	36.43	
<i>Tarabellides stroemi</i>	100	149	5.4	13.5	3.07	39.50	
	Fehmarn Bælt & Hjelm Bugt		Horsens, Vejle & Kolding Fjorde		%	Kumula- tiv %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Indivdt.	S.D.	Indivdt.	S.D.			
							86.8 ± 11.8
<i>Corbula gibba</i>	17.6	61.0	3631	6843	7.50	7.50	
<i>Hydrobia</i> spp.	950	1266	0	0	6.63	14.13	
<i>Abra alba</i>	34.6	91.8	394	398	5.28	19.41	
<i>Nephtys hombergii</i>	0	0	55.1	49.4	4.20	23.61	
Capitellidae	0	0	50.6	45.6	3.99	27.60	
<i>Mysella bidentata</i>	4.7	11.2	228	295	3.85	31.45	
<i>Macoma balthica</i>	156	174	53.3	113	3.78	35.23	
<i>Pygospio elegans</i>	512	1022	0	0	3.55	38.79	
<i>Mytilus edulis</i>	213	430	22.6	38.5	3.49	42.28	
<i>Scoloplos armiger</i>	167	209	39.8	70.0	3.32	45.60	

Tabel 7.4. (fortsat)

	Fakse Bugt		Horsens, Vejle & Kolding Fjorde		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet \pm S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							87.7 \pm 7.4
Hydrobia spp.	3803	4055	0	0	9.21	9.21	
Corbula gibba	0	0	3631	6843	6.74	15.95	
Abra alba	0	0	394	398	4.91	20.86	
Macoma balthica	431	509	53.3	113	4.44	25.31	
Oligochaeta	116	209	0	0	3.66	28.97	
Nephtys hombergii	0	0	55.1	49.4	3.56	32.53	
Mysella bidentata	0	0	228	295	3.54	36.06	
Caprellidae	0	0	50.6	45.6	3.36	39.42	
Scoloplos armiger	232	333	39.8	70.0	3.00	42.42	
Mys arenaria	261	513	41.6	65.6	2.95	45.38	
	Færvandet omkring Fyn		Horsens, Vejle & Kolding Fjorde		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet \pm S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							69.2 \pm 13.9
Corbula gibba	420	589	3631	6843	6.08	6.08	
Abra alba	54.7	152	394	398	5.10	11.18	
Abra nitida	230	250	0	0	4.57	15.75	
Caprellidae	0	0	50.6	45.6	4.06	19.81	
Mysella bidentata	137	159	228	295	3.56	23.37	
Mys arenaria	5.0	14.3	41.6	65.6	2.97	26.34	
Arctuca islandica	48.8	89.3	66.7	109	2.89	29.23	
Ophiura albida	69.1	78.7	61.4	104	2.84	32.07	
Hydrobia ulvae	21.2	36.9	44.3	54.1	2.75	34.82	
Aricidea suecica	22.6	30.6	47.0	57.3	2.59	37.41	
	Roskilde Fjord & Isefjord		Horsens, Vejle & Kolding Fjorde		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet \pm S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							82.4 \pm 11.4
Corbula gibba	119	225	3631	6843	6.33	6.33	
Mytilus edulis	1341	1958	22.6	38.5	5.70	12.03	
Abra alba	0	0	394	398	5.64	17.57	
Macoma balthica	143	133	53.3	113	4.16	21.73	
Mysella bidentata	0	0	228	295	3.97	25.71	
Caprellidae	0	0	50.6	45.6	3.82	29.52	
Mys arenaria	366	816	41.6	65.6	3.70	33.22	
Hydrobia spp.	2446	5152	0	0	3.61	36.84	
Nephtys hombergii	3.3	7.3	55.1	49.2	3.31	40.15	
Scoloplos armiger	74.8	124	39.7	70.0	2.92	43.07	
	Fehmarn Bælt & Hjelms Bugt		Smålandsfarvandet		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet \pm S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							68.0 \pm 15.7
Hydrobia spp.	950	1266	975	1658	6.21	6.21	
Corbula gibba	17.8	61.0	121	160	5.46	11.69	
Nephtys spp.	10.2	25.3	55.1	29.7	4.86	16.55	
Pygospio elegans	512	1022	83.6	213	4.66	21.22	
Diastylis rathkei	18.3	46.9	56.9	59.2	4.40	25.61	
Scoloplos armiger	167	209	97.9	148	4.32	29.93	
Terabellides stroemii	34.6	112	100	149	4.20	34.14	
Abra alba	34.6	91.6	64.0	110	4.16	38.32	
Mytilus edulis	213	430	282	908	4.14	42.45	
Macoma balthica	156	174	218	179	3.63	46.06	
	Fakse Bugt		Smålandsfarvandet		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet \pm S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							62.1 \pm 14.1
Hydrobia spp.	3803	4055	975	1658	7.65	7.65	
Corbula gibba	0	0	121	160	5.37	13.02	
Nephtys spp.	2.0	3.8	55.1	29.7	4.50	17.52	
Pygospio elegans	239	393	83.6	213	4.08	21.60	
Abra alba	0	0	64.0	110	3.98	25.58	
Oligochaeta	116	209	13.9	22.0	3.88	29.46	
Terabellides stroemii	27.4	59.1	100	149	3.75	33.21	
Mytilus edulis	104	246	282	908	3.72	36.93	
Diastylis rathkei	10.2	15.5	56.9	59.2	3.70	40.64	
Scoloplos armiger	232	333	97.9	148	3.68	44.31	

Tabel 7.4. (fortsat)

	Farvandet omkring Fyn		Smålandsfarvandet		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							77.8 ± 7.8
Hydrobia spp.	0	0	975	1658	5.47	5.47	
Abra nitida	230	250	0	0	3.99	9.46	
Macoma balthica	26.2	52.1	218	179	3.98	13.44	
Nephtys spp.	0	0	55.1	29.7	3.88	17.32	
Ophiura albida	69.1	78.7	0	0	3.28	20.60	
Mysella bidentata	137	159	4.9	9.1	3.26	23.86	
Diastylis rathkei	5.0	9.7	56.9	59.2	3.15	27.01	
Mytilus edulis	12.2	42.3	262	908	3.12	30.12	
Terobellides stroemii	5.0	13.4	100	149	2.94	33.06	
Abra alba	54.7	152	64.0	110	2.88	35.94	
	Roskilde Fjord & Isefjord		Smålandsfarvandet		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							73.6 ± 6.6
Hydrobia spp.	2446	5152	975	1658	6.82	6.82	
Mytilus edulis	1341	1958	282	908	5.75	12.57	
Nephtys spp.	0	0	55.1	29.7	4.55	17.12	
Diastylis rathkei	0	0	56.9	59.2	4.43	21.54	
Mya arenaria	366	818	43.6	53.1	4.10	25.65	
Terobellides stroemii	0	0	100	149	3.70	29.35	
Abra alba	0	0	64.0	110	3.58	32.93	
Scoloplos armiger	74.8	123.6	97.9	148	3.01	35.94	
Heteromastus filiformis	16.3	26.2	95.6	216	2.87	38.81	
Cardium spp.	0	0	26.0	36.9	2.78	41.59	
	Fakse Bugt		Fehmarn Bælt & Hjelms Bugt		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							60.6 ± 16.6
Hydrobia spp.	3803	4055	950	1266	9.13	9.13	
Pygospio elegans	239	393	512	1022	6.51	15.64	
Scoloplos armiger	232	333	167	209	5.88	21.51	
Mya arenaria	261	513	73.9	118	5.62	27.13	
Oligochaeta	116	209	107	273	5.53	32.67	
Macoma balthica	431	509	156	174	5.37	38.04	
Mytilus edulis	104	246	213	430	4.94	42.98	
Helicryptus spinulosus	23.4	22.3	2.3	7.8	4.31	47.29	
Hediste diversicolor	23.4	32.1	35.2	50.9	3.72	51.01	
Heteromastus filiformis	25.4	56.1	32.2	54.4	3.61	54.62	
	Farvandet omkring Fyn		Fehmarn Bælt & Hjelms Bugt		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							89.5 ± 9.8
Hydrobia spp.	0	0	950	1266	6.55	6.55	
Corbula gibba	420	589	17.6	61.0	6.12	12.67	
Abra nitida	230	250	0	0	4.30	16.98	
Mytilus edulis	12.2	42.3	213	430	3.83	20.80	
Mysella bidentata	137	159	4.7	11.2	3.81	24.61	
Macoma balthica	26.2	52.1	156	174	3.58	28.20	
Pygospio elegans	0	0	512	1022	3.53	31.72	
Ophiura albida	69.1	78.7	0	0	3.53	35.25	
Scoloplos armiger	22.1	47.4	167	209	3.22	38.48	
Arctica islandica	37.9	89.7	37.9	89.7	3.14	41.61	
	Roskilde Fjord & Isefjord		Fehmarn Bælt & Hjelms Bugt		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet ± S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							75.3 ± 9.7
Hydrobia spp.	2446	5152	950	1266	6.99	6.99	
Mytilus edulis	1341	1958	213	430	7.58	14.56	
Corbula gibba	119	225	17.6	61.0	5.99	22.55	
Scoloplos armiger	74.8	124	167	209	4.96	27.51	
Pygospio elegans	3.3	7.3	512	1022	4.78	32.29	
Mya arenaria	366	818	73.9	118	3.97	36.26	
Oligochaeta	30.9	42.4	107	273	3.71	39.97	
Macoma balthica	143	133	156	174	3.62	43.59	
Heteromastus filiformis	16.3	28.2	32.2	54.4	3.35	46.94	
Hydrobia ulvae	29.3	49.3	0	0	3.25	50.19	

Tabel 7.4. (fortset)

	Farvandet omkring Fyn		Fakse Bugt		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet \pm S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							90.2 \pm 5.7
Hydrobia spp.	0	0	3803	4055	9.18	9.18	
Corbula gibba	420	589	0	0	5.45	14.63	
Macoma balthica	26.2	52.1	431	509	4.31	18.93	
Abra nitida	230	250	0	0	3.75	22.68	
Mya arenaria	5.0	14.3	261	514	3.54	26.22	
Mysella bidentata	137	159	0	0	3.47	29.69	
Oligochaeta	1.4	4.2	116	209	3.46	33.15	
Ophiura albida	69.1	78.7	0	0	3.08	36.22	
Scoloplos armiger	22.1	47.4	232	333	3.04	39.27	
Mytilus edulis	12.2	42.3	104	246	2.73	41.99	
	Roskilde Fjord & Isefjord		Fakse Bugt		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet \pm S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							73.4 \pm 9.6
Hydrobia spp.	2446	5152	3803	4055	10.64	10.64	
Mytilus edulis	1341	1958	104	246	6.36	17.00	
Mya arenaria	366	810	261	514	5.54	22.55	
Corbula gibba	119	225	0	0	5.06	27.61	
Scoloplos armiger	74.8	124	232	333	4.17	31.78	
Oligochaeta	30.9	42.4	116	209	4.15	35.93	
Pygospio elegans	3.3	7.3	239	393	3.73	39.66	
Halicryptus spinolosus	0	0	23.4	22.3	3.35	43.01	
Macoma balthica	143	133	431	509	2.89	45.90	
Heteromastus filiformis	16.3	28.2	25.4	56.1	2.73	48.62	
	Roskilde Fjord & Isefjord		Farvandet omkring Fyn		%	Kumulativ %	Gennemsnitlig dissimilaritet \pm S.D.
	Individt.	S.D.	Individt.	S.D.			
							83.9 \pm 11.4
Mytilus edulis	1341	1958	12.2	42.3	6.04	6.04	
Abra nitida	0	0	230	250	4.27	10.31	
Mysella bidentata	0	0	137	159	3.96	14.26	
Macoma balthica	143	133	26.2	52.1	3.92	18.19	
Hydrobia spp.	2446	5152	0	0	3.64	21.83	
Ophiura albida	0	0	69.1	78.7	3.50	25.34	
Corbula gibba	119	225	420	589	3.14	28.47	
Arctica islandica	0	0	46.8	89.3	3.04	31.51	
Scoloplos armiger	74.8	124	22.1	47.4	2.95	34.46	
Nephtys hombergii	3.3	7.3	42.5	66.6	2.54	37.00	

Foretages en MDS-ordination på ikke-transformerede data, hvor det primært er individtætheden af de dominante arter, som er af betydning for ordinationen, findes et lignende mønster (Fig. 7.6). Opdelingen mellem områderne synes dog ikke at være så udpræget som ved analysen på 4. rod transformerede data. Et større overlap kan ses mellem områderne Århus Bugt, Østjyske Fjorde og farvandet omkring Fyn. En ANOSIM-test på data viser dog samme signifikans, som for de 4. rod transformerede data. De eneste områder, som ikke er signifikant forskellige, er således Fakse Bugt og Fehmern Bælt/Hjelm Bugt.

Sammenligning med andre analysemetoder

En CA-analyse (Correspondance analysis) efter kvadratrodstransformation af data udviser ikke på samme måde som MDS-ordinationen en klar gruppering af de forskellige områder (Fig. 7.7). Stationerne i Hevring Bugt og i Storstrøms Amt grupperes rimeligt, men der er et betydeligt overlap mellem stationer i Århus Bugt, Østjyske fjorde og farvandet omkring Fyn. En DCA-analyse (Detrended Correspondence Analysis) på de samme data synes heller ikke at føre til yderligere gruppering af stationerne (Fig 7.8).

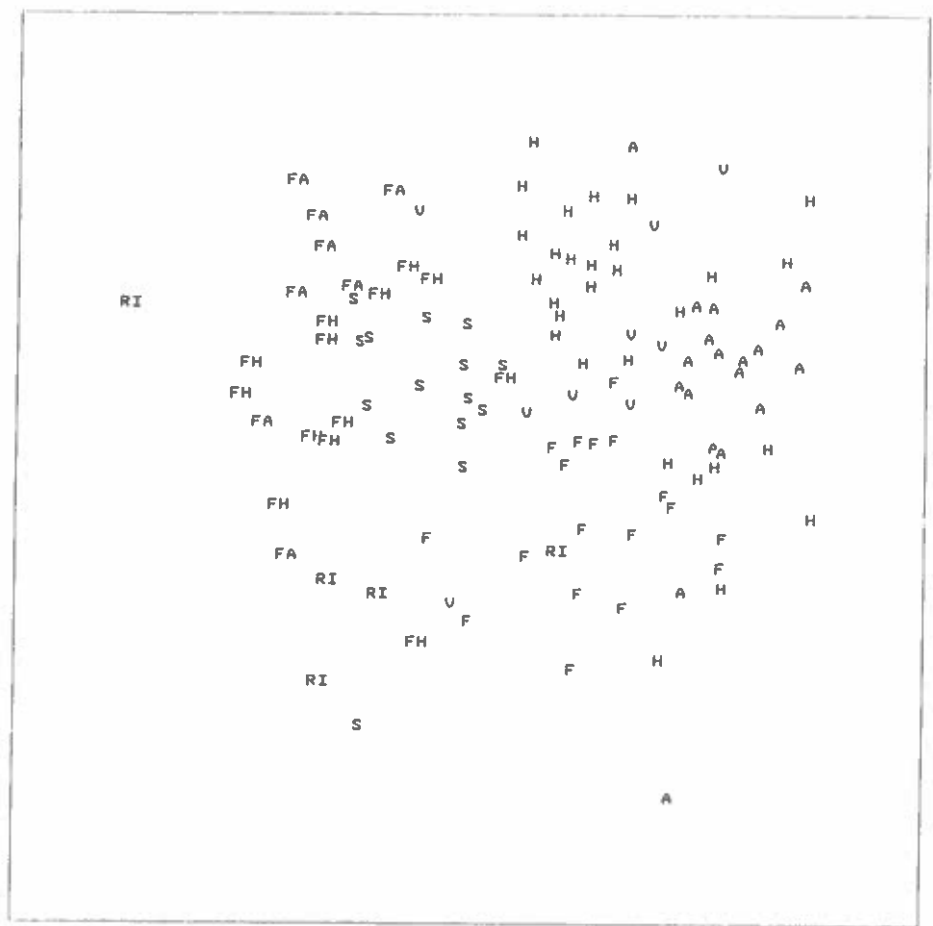


Fig. 7.6. MDS-plot af en ordination på artsdata som er ikke-transformerede. Symboler som i Fig. 7.2.

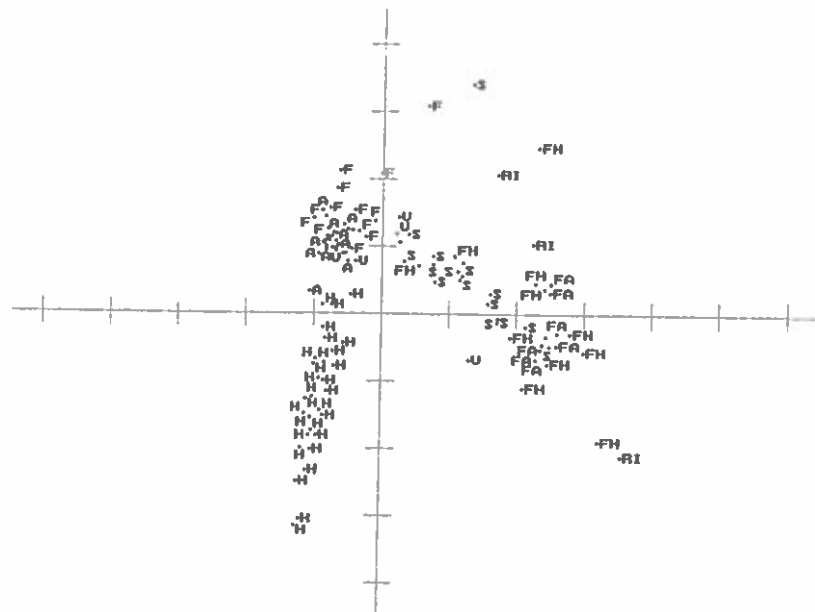


Fig. 7.7. CA-plot af en ordination på artsdata som er 2. rod transformerede. Symboler som i Fig. 7.2.

DCA-analysen har den primære fordel fremfor CA-analysen, at den eliminerer den udprægede "hesteskoeffekt", som ofte findes i CA-ordinationen.

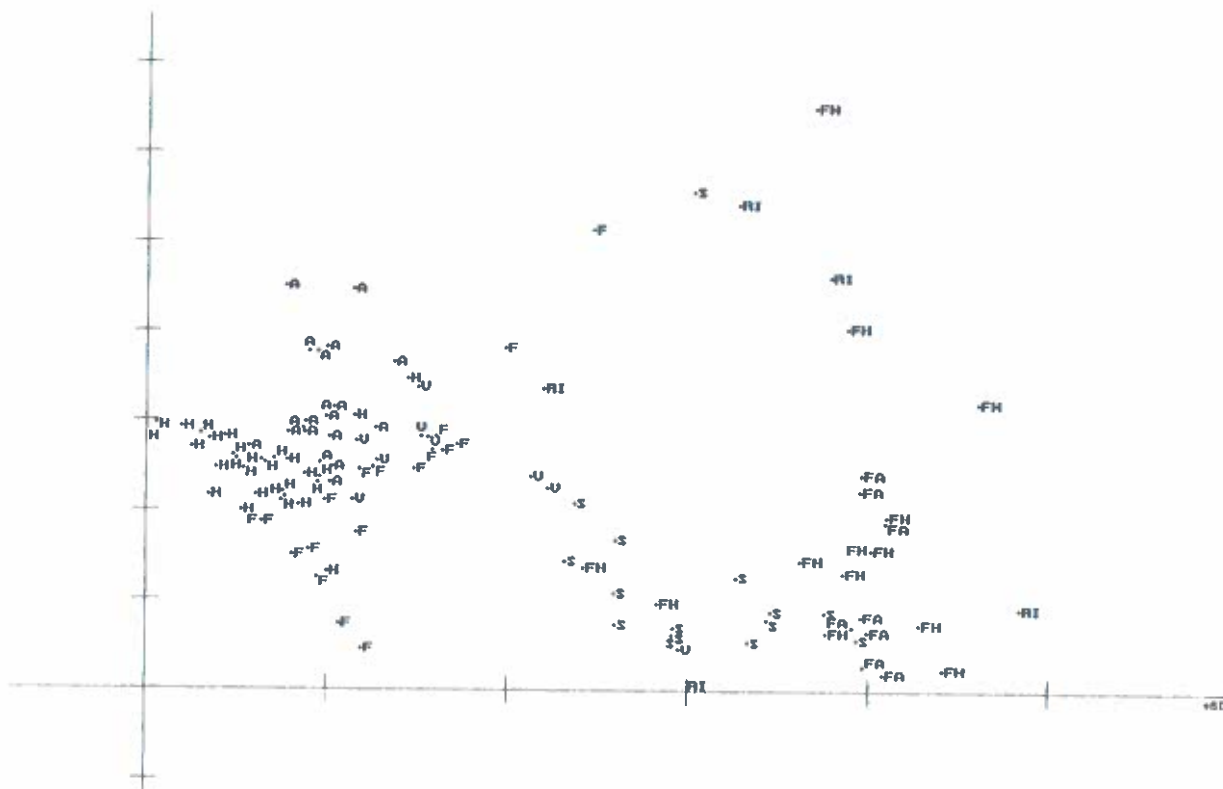


Fig. 7.8. DCA-plot af en ordination på artsdata som er 2. rod transformerede. Symboler som i Fig. 7.2.

Det bør bemærkes, at der er knyttet flere forudsætninger til CA- og DCA-analyserne end til den non-parametriske MDS-ordination. Ved CA- og DCA-analyserne forudsættes unimodale responskurver med hensyn til arternes forekomst langs en given miljøgradient. Disse forudsætninger er formentlig sjældent opfyldt i naturen, hvorfor MDS-analysen må betragtes som den mest realistiske. En anden forskel i forhold til MDS er, at CA er baseret direkte på artsdata, og er ikke som MDS baseret på similaritetsindex. Det skal bemærkes, at akserne i et CA-plot udgør teoretiske variable. Første akse er således den teoretiske variabel, som bedst forklarer variationen i artsdata. Næste akse, som er uafhængig af første akse, forklarer den resterende variation bedst muligt o.s.v.

En CCA-analyse (Canonical correspondance analysis) er udført på data, omend data omkring miljøparametrene er sparsomme og manglende i en del tilfælde. Et plot af CCA-analysen fremgår af figur 7.9. Ligheden med CA-plottet er stor på trods af de få målte miljøparametre. Første akse er negativt korreleret med saliniteten ($r=-0.76$) og glødetabet ($r=-0.67$). Disse to parametre er stærkt samkorreleret ($r=0.99$). Anden akse er korreleret med ler-silt indholdet ($r=0.67$) og i mindre grad med dybden ($r=0.39$).

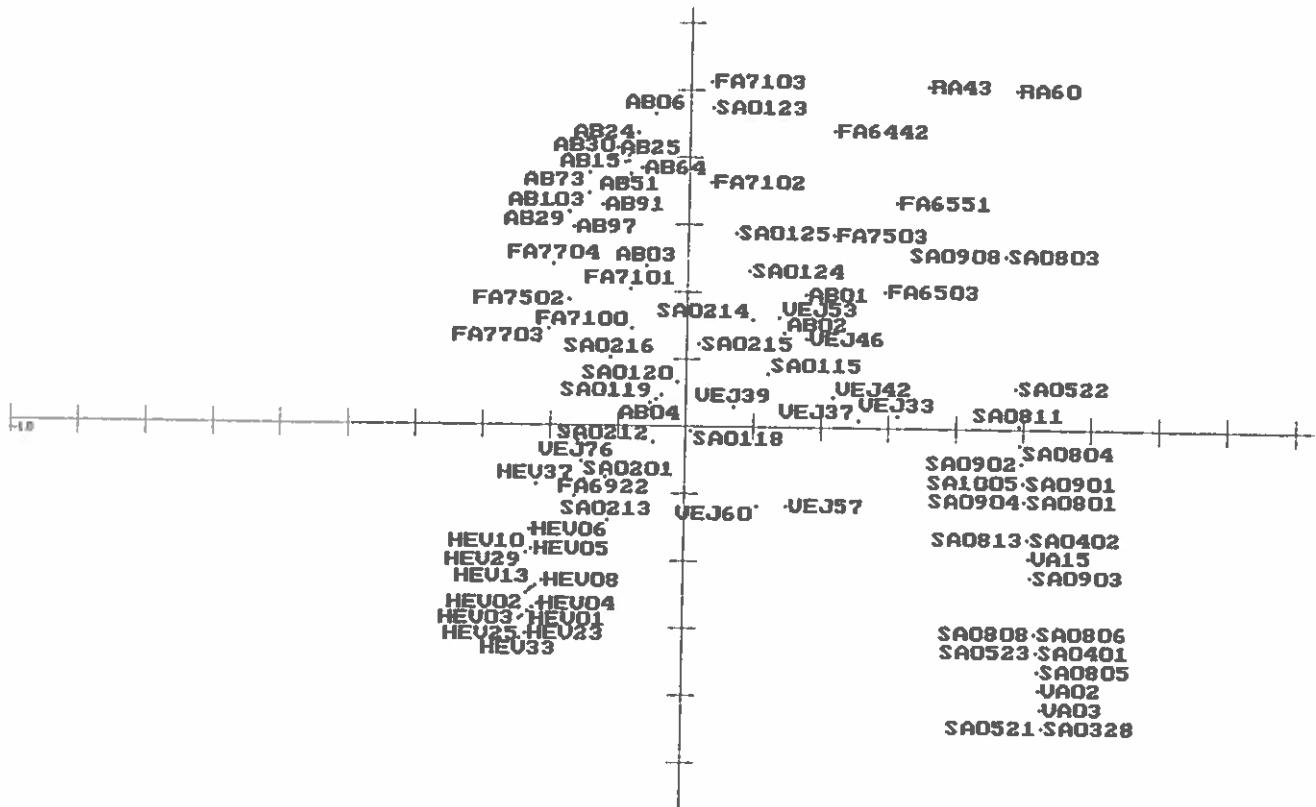


Fig. 7.9. CCA-plot af en ordination på artsdata og miljødata. Første akse er negativt korreleret med saliniteten ($r=-0.76$) og glødetabet ($r=-0.67$). Disse to parametre er stærkt samkorreleret ($r=0.99$). Anden akse er korreleret med ler-silt indholdet ($r=0.67$) og i mindre grad dybden ($r=0.39$). Symboler som i Fig. 7.2.

Der er en vis lighed mellem CCA- og MDS-analysen i form af de parametre, som bedst forklarer variationen i faunadata. Salinitetens rolle er delvis ukendt, idet det må betragtes som en bias, at flere stationer er tillagt samme salinitet p.g.a. manglende data. Glødetabet er derimod bedre bestemt og er i begge analyser identificeret som en vigtig parameter.

Dominansforhold

Kumulative dominanskurver er ofte anvendt til på en enkel måde at illustrere dominansforhold i et bundfaunasamfund. Arterne er her rangeret efter antal (dominans) og arternes kumulative andel af totalen er afbildet som dominanskurve. Figur 7.10 viser dominanskurver for de 8 områder, som faunaen er delt ind i. Størst dominans findes i områderne Fakse Bugt og i de østjyske fjorde. Den mindste dominans findes i Hevring Bugt og i farvandet omkring Fyn. Samfund med høj dominans regnes ofte for at være forstyrrede, men denne forstyrrelse er ikke nødvendigvis forårsaget af antropogene forhold, men kan eksempelvis være forårsaget af en lav og varierende salinitet. Man vil således umiddelbart forvente, at et område som Fakse Bugt har en høj dominans på grund af den lave salinitet i dette område. Det er dog bemærkelsesværdigt, at der i de østjyske fjorde er en lige så høj dominans, hvilket måske kan henføres til et højt eutrofieringsniveau.

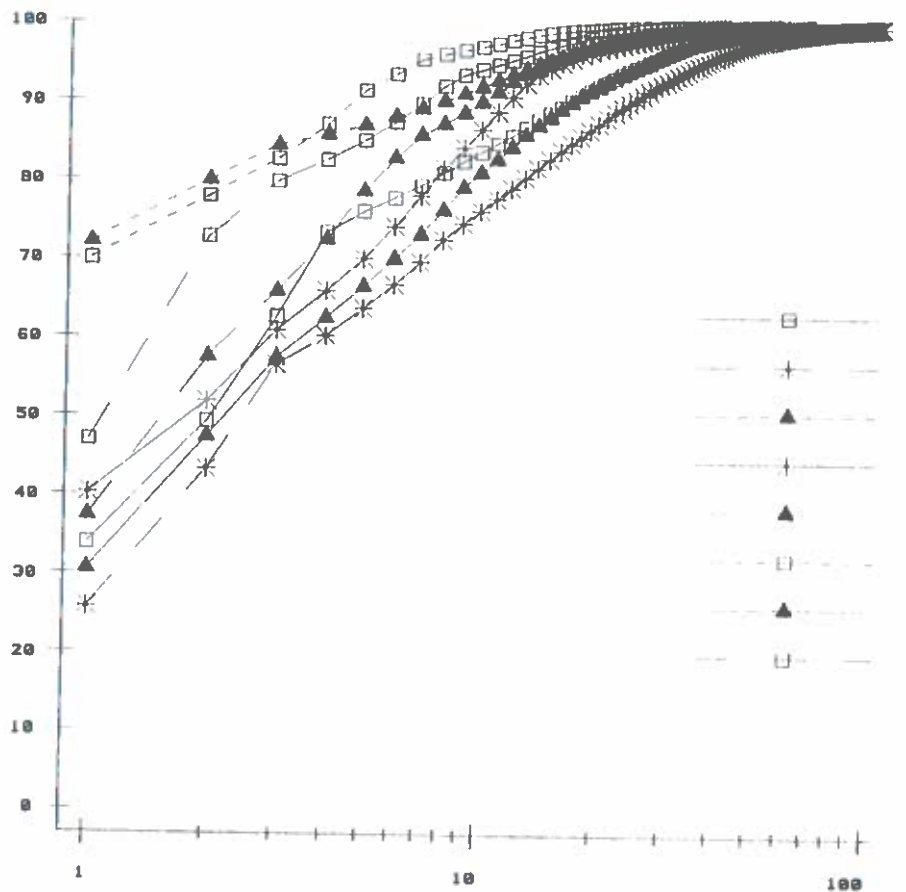


Fig. 7.10. Kumulative dominanskurver for faunaen i de 8 områder. X-aksen angiver logaritmen til arternes rangering i hyppighed, mens y-aksen angiver arternes kumulative betydning i %. De oplistede symboler angiver områderne i følgende rækkefølge (fra oven og nedefter): (1) Århus Bugt og Kalø vig. (2) Hevring Bugt. (3) Horsens, Vejle og Kolding Fjorde. (4) Smålandsfarvandet. (5) Fehmern Bælt og Hjelm Bugt. (6) Fakse Bugt. (7) Farvandet omkring Fyn. (8) Roskilde Fjord og Isefjord.

Muligheden for at lave et klassifikationssystem

Analyserne på data fra de 116 stationer, som indgår i den spatiale analyse, viser en forbavsende høj grad af gruppering af faunaen i de enkelte farvandsområder. Det er derfor næppe muligt at udpege et begrænset antal arter, som kan anvendes til at karakterisere faunaen, og som kan udnævnes til indikatorer for en given forstyrrelse. Et klassifikationssystem baseret på faunaens sammensætning med henblik på eutrofiering må nødvendigvis opstilles for en række samfund, med mindre man blot ønsker at detektere meget bastante ændringer af faunaen. Alternativt vil man derfor formentlig ende op med et system, som er meget simpelt og næppe meget forskelligt fra den "model", som er opstillet af Pearson & Rosenberg (1978). En udbygning og en sammenstilling af den eksisterende viden omkring de enkelte arters generelle biologi og tolerance overfor organisk belastning og iltvind, vil være et nyttigt redskab ved fortolkningen af overvågningsdata.

Implikationer for overvågningsprogrammer

Den meget markante opdeling af de enkelte områders fauna i relativt homogene grupper har andre implikationer for overvågningen. Hvis formålet med overvågningen er at bestemme effekten af punktkilder, kan man forsvare at opretholde et stort antal stationer i et område. Er formålet derimod at monitere effekten af en diffus kilde,

såsom belastningen med næringssalte forårsaget af afstrømningen fra landområderne, vil det derimod i mange tilfælde være muligt at reducere antallet af stationer væsentligt. En reduktion i antallet af stationer, samt en opdeling i intensive og ekstensive stationer, er ligeledes foreslået i en rapport fra Storstrøms Amt (VKI, 1993).

Optimering af overvågningsprogrammet

Reduceres antallet af stationer, vil de frigjorte ressourcer med fordel kunne anvendes til mere intensive undersøgelser på enkelte stationer med henblik på at belyse effekten af prøvetagningstidspunkt. Denne sæsonvariation er formentlig af forskelligt omfang i de enkelte områder. Endvidere kan overvågningsprogrammet suppleres med målinger af vækst (størrelsesfordelinger) af enkelte dominante arter, således som enkelte amter allerede foretager. Oplysningerne omkring vækst har i flere tilfælde vist sig at forbedre fortolkningsgrundlaget for de traditionelle overvågningsdata.

Taxonomisk niveau

Sammenholdes de analyser, som er foretaget på forskellige taxonomiske niveauer, forekommer analysen på slægtsniveau at føre til stort set samme fordeling som analysen på artsniveau. Går man videre til familie- og række-niveau, falder fordelingen tilsyneladende sammen, omend ANOSIM-tests på disse niveauer har stort set samme udfald som ANOSIM-tests på arts- og slægtsniveau. Hvis de observerede ligheder mellem analyser på arts- og slægtsniveau er af generel karakter, og således også er gældende ved tidsserier, vil man kunne reducere niveauet i bestemmelsen af bundfaunaprøver, hvilket givetvis kunne optimere overvågningen.

Differentieret monitorering

Ud fra et ønske om at kunne detektere effekter af mere subtile miljøpåvirkninger, som eventuelt har indflydelse på enkelte arter, kan man forstille sig, at monitoringsindsatsen niveaudeles. Man kunne således inddele monitoreringen i enkelte stationer, hvor bestemmelsen af arter foregår til højest mulige niveau, samt i en række stationer, hvor bestemmelsen er reduceret væsentligt. Et andet alternativ kunne være at indsamle prøver, som ikke nødvendigvis blev udsorteret, men blev gemt til en senere lejlighed med henblik på at kunne "gå bagud i tiden" i de tilfælde, hvor der opdages eller der mistænkes en effekt af en miljøpåvirkning.

Metodeproblemer

7.2.2 Analyser af tidsserier

Analyser af tidsserier vanskeliggøres ofte af, at prøvetagningsmetodikken har ændret sig igennem tiden. Det er tidligere beskrevet, hvor vigtigt det er for en sammenligning gennem tiden, at man har en sammenlignelig metodik. Det skal blot her pointeres, at det ved anvendelse af multivariate ordinationer er af meget stor betydning, at det samlede prøveareal på en station er det samme gennem tiden. Undersøgelser har vist, at der er en nær sammenhæng mellem prøveareal og antallet af arter. Således vil man, alt andet lige, få et meget større antal arter i f.eks. 5 Van Veen prøver (0.5 m²) end i 10 HAPS-prøver (0.123 m²). Konsekvenserne ved et skift af prøvetagningsmetodik med hensyn til en MDS-ordination på en tidsserie er derfor alvorlige. Dette gør sig specielt gældende, når analysen er baseret på transformerede data, hvor det i højere grad er artssammensætningen (artsantallet), end det er individtætheden, som er betydende.

Blandt de tilsendte data findes der tidsserier fra et antal stationer. Der er dog få af disse tidsserier, som strækker sig over 5 år eller mere, og hvor prøvetagningsmetodikken samtidigt har været ens. Ser man på de eksisterende støttedata til disse stationer, ender man op med meget få stationer med tilstrækkelige bundfaunadata og støttedata til, at en analyse af eventuelle sammenhænge kan foretages. Det må i den forbindelse anbefales, at man koordinerer indsatsen, således at man på bundfaunastationerne også foretager målinger af de andre parametre i overvågningsprogrammet.

Stationerne med tidsserier på mere end 5 år for bundfauna fremgår af figur 7.1. Der er foretaget MDS- og CA-analyser på disse data, og i de tilfælde, hvor tilstrækkelige støttedata foreligger, er der foretaget PCA-analyser af disse data og CCA-analyser på fauna- og støttedata.

Sammenhæng mellem faunasammensætning er og miljøparametre (MDS/PCA)

Resultaterne af MDS-ordinationerne af faunadata og PCA-ordinationerne af støttedata fra 7 stationer fremgår af figur 7.11. Faunadata som i den spatiale analyse 4.rod transformerede inden ordinationen, medens støttedata er kvadratrodstransformerede. Grunden til at støttedata er transformerede er, at PCA-analysen forudsætter normalfordelte data. Parametre hvor data er manglende for enkelte år er udelukket af analysen, da PCA ikke kan håndtere disse.

I tilfælde af en nær sammenhæng mellem miljødata og bundfaunaens sammensætning, vil man observere en stor lighed mellem de 2 typer af ordination. Det synes ikke at være tilfældet her i noget tilfælde. Årsagen til den manglende sammenhæng kan skyldes, at de målte parametre ikke er af betydning for faunaens sammensætning, eller at variationen i disse parametre gennem tiden ikke er af tilstrækkelig størrelse til at påvirke faunaen. Det er dog også muligt, at parametre, som er uden eller af minimal betydning, kan sløre billedet. Denne mulighed kan afsløres ved at udelukke nogle parametre fra PCA-analysen for eventuelt at opnå et bedre sammenfald mellem MDS-ordinationen på faunadata og PCA-ordinationen på støttedata. Ved hjælp af faciliteten BIOENV i PRIMER-programmet er det forsøgt at finde den bedste kombination af miljøparametre med hensyn til at forklare MDS-plottene for faunadata (Tabel 7.6). Som det fremgår, er det forskellige kombinationer af miljøparametre, der giver bedst tilpasning på de enkelte stationer. Endvidere bemærkes det, at korrelationen oftest er ringe. Den bedste korrelation mellem miljøparametre og faunaens sammensætning blev fundet i tidsserien fra station 60 i Roskilde Fjord, hvor klorofylindholdet viste den bedste korrelation ($r=0.93$) med faunaen.

Fig. 7.11. MDS-plots på faunadata og PCA-plots på miljødata fra de 7 stationer, hvorfra der findes tidsserier. MDS-plots på faunadata er afbildet til venstre, mens PCA-plots for de samme stationers miljødata er afbildet til højre. Faunadata er 4. rod transformerede inden ordinationen, mens miljødata er 2.rod transformerede.

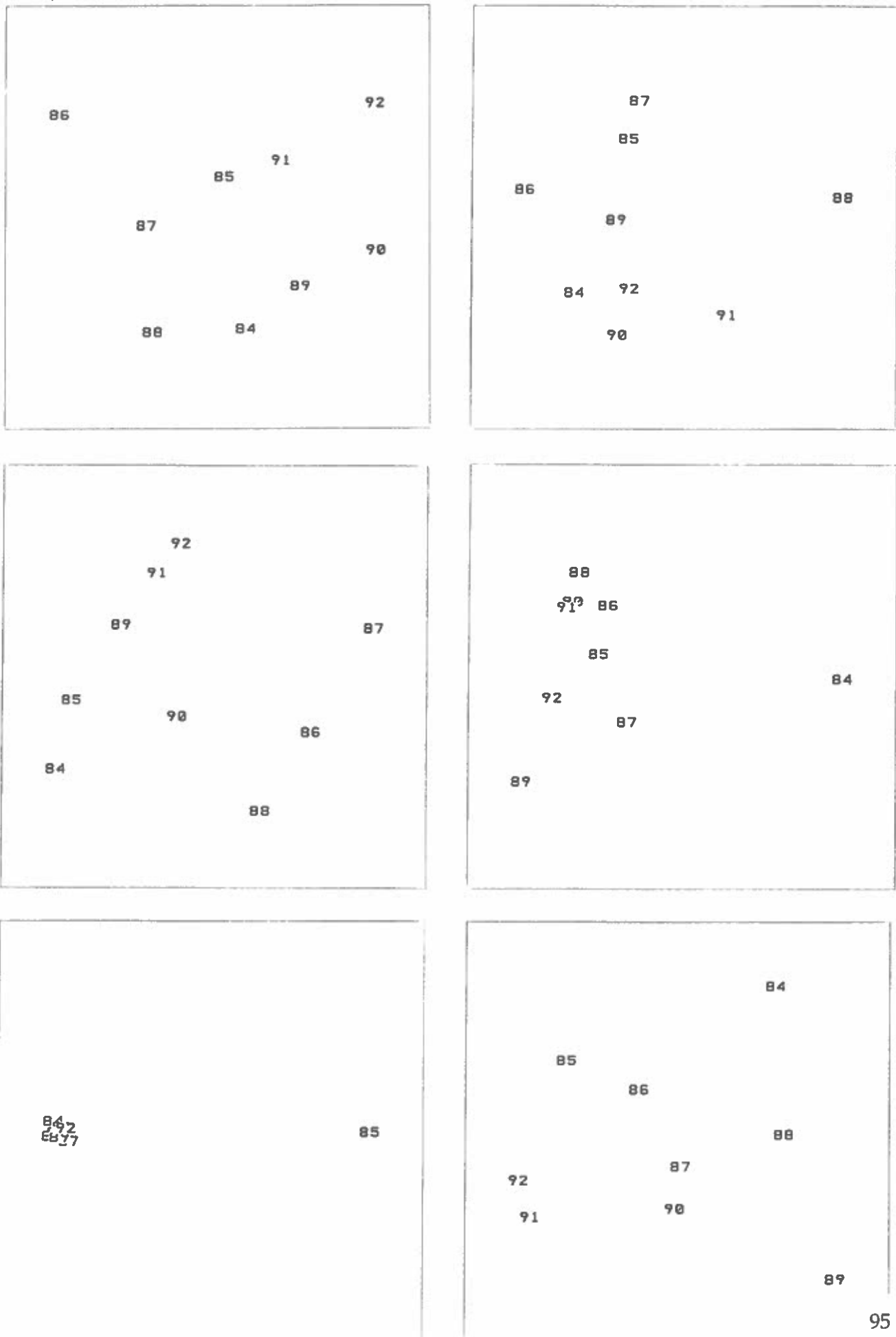


Fig. 7.11. (forsat)

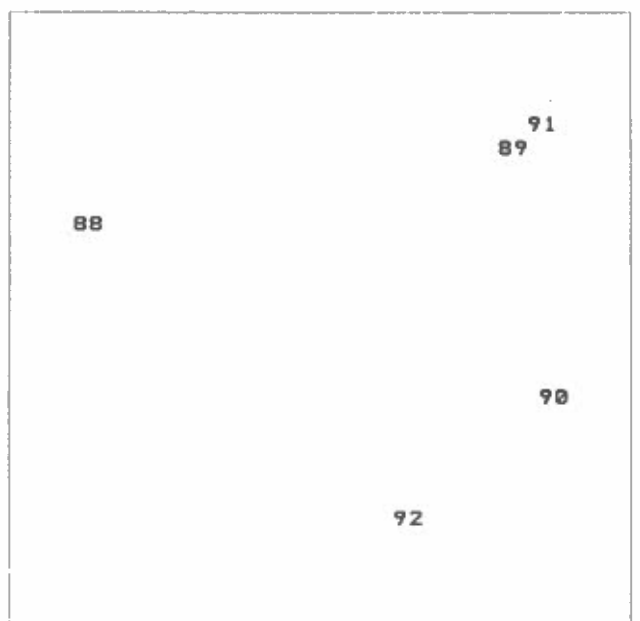
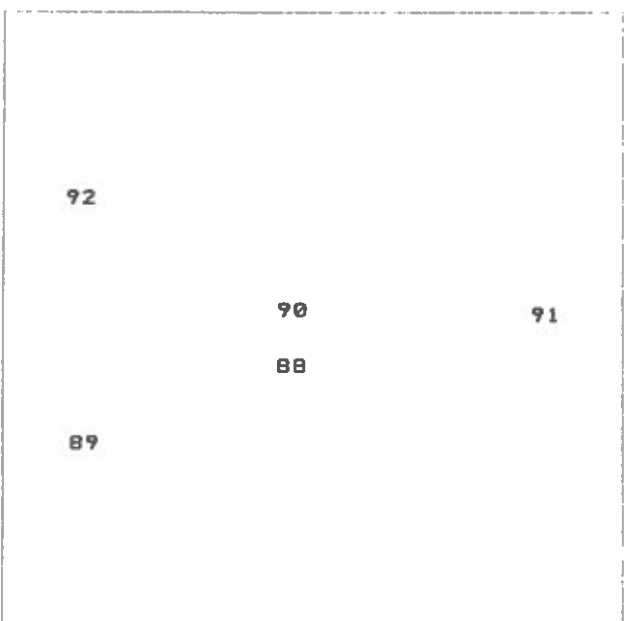
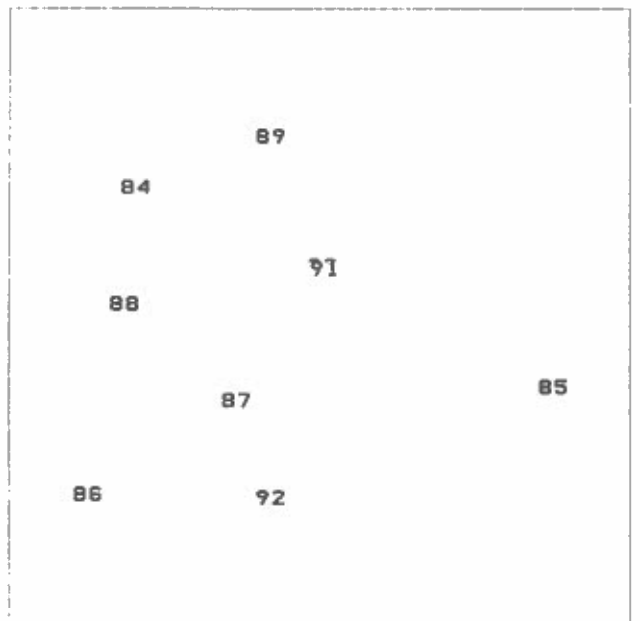
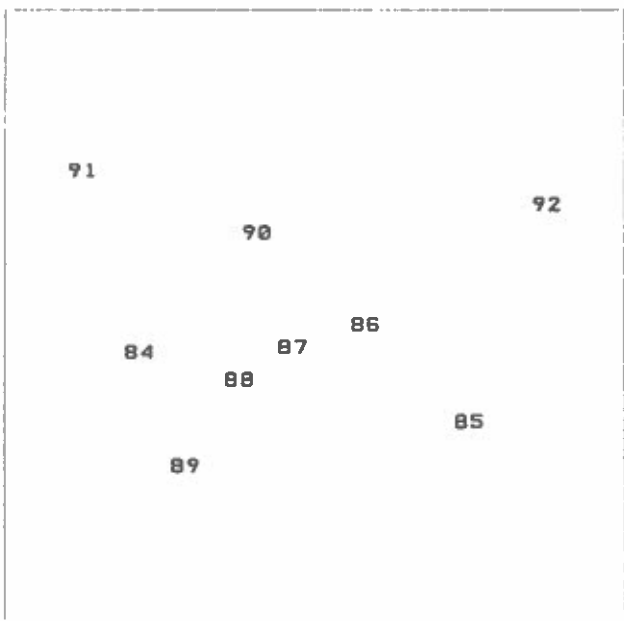
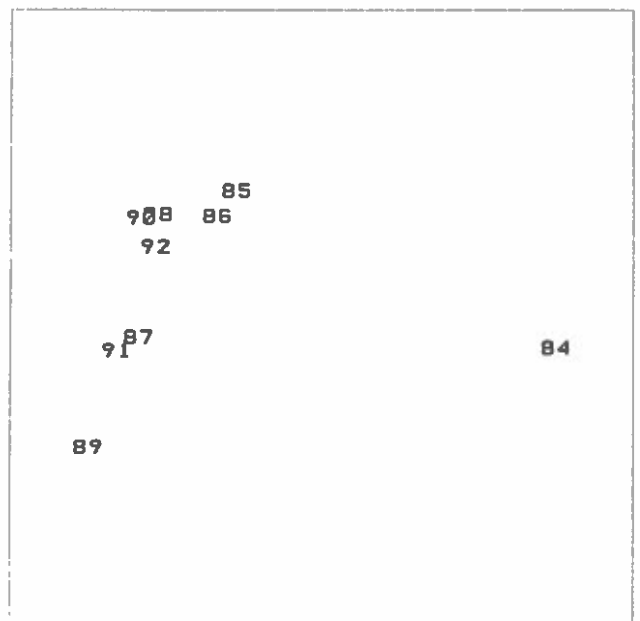
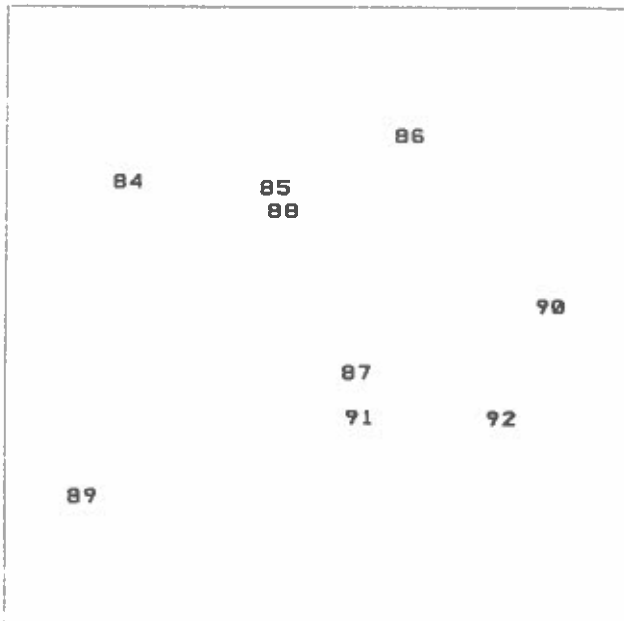
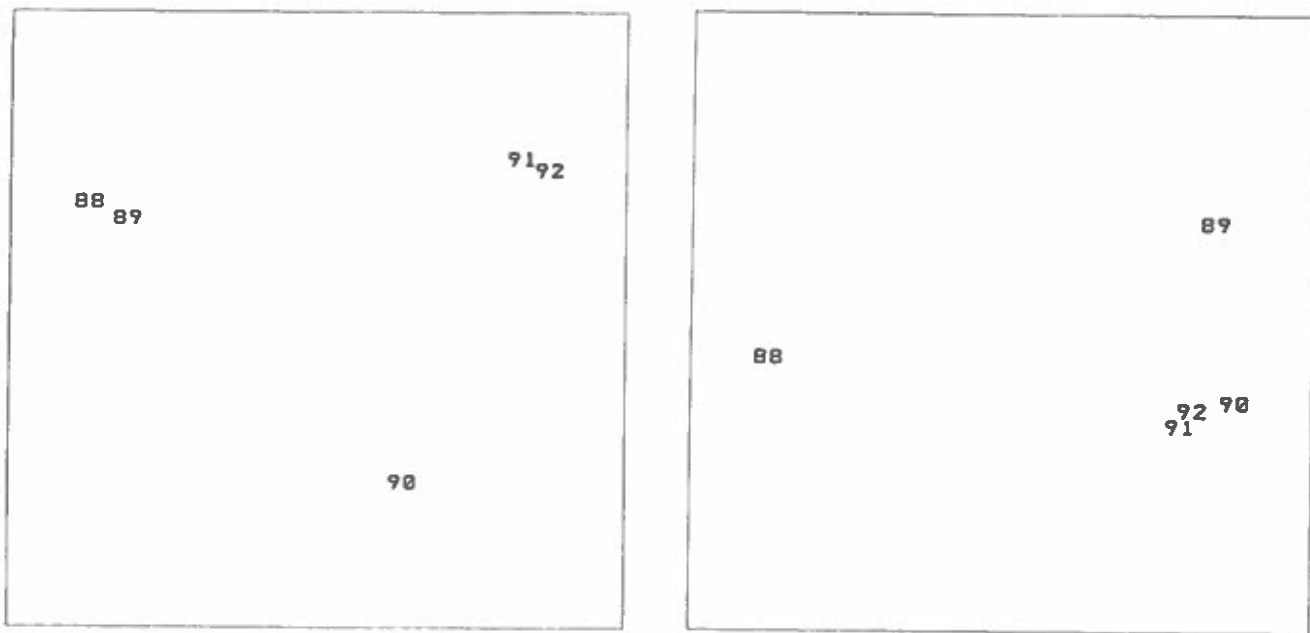


Fig. 7.11. (forsat)



Test for udvikling

De lange serier fra Fyn gør det muligt at teste, om artssammensætningen og individtætheden har ændret sig igennem de seneste år. En ANOSIM-test er udført på grupperingen 1984-1988 og 1989-1992, samt grupperingen 1984-1987 og 1988-1992 på ikke-transformerede og 4. rod transformerede data fra de 5 stationer. Resultatet af denne test fremgår af tabel 7.5. På trods af, at ANOSIM-testen er ret følsom, udviser ingen af de 5 stationer en signifikant ændring af faunasammensætningen, når denne er foretaget på utransformerede data, omend grupperingen synes at være lidt forskellig fra en tilfældig fordeling, idet signifikans niveauet ikke er højere end 32 % i noget tilfælde. ANOSIM-test på 4. rod transformerede data viser en signifikant ændring på station 6117 og 6503 for en af de to mulige grupperinger. En nedgang i individtætheden af *Macoma balthica* er i begge tilfælde af den største betydning. Endvidere sker der på begge stationer en stigning i individtætheden af *Corbula gibba* og *Arctica islandica*. De 2 sidstnævnte arter er kendt for at være meget tolerante overfor lave iltkoncentrationer, men arternes fremgang kan også være forårsaget af andre faktorer.

Der er med andre ord ikke indtruffet nogen signifikant ændring i faunaens sammensætning, med de 2 nævnte undtagelser, på disse stationer siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen. Det bør bemærkes, at tidsserierne lige netop er af en længde, som muliggør at udføre ANOSIM-testen. Endelig er det tvivlsomt, om belastningen virkelig har ændret sig væsentligt i perioden 1984-1992. Data fra Fyns Amt viser, at den difuse kvælstoftilførsel, som udgør hovedkilden for kvælstof til havet, er uændret når der korrigeres for ferskvandstilførselens størrelse.

Tabel 7.5. Kombinationen af miljøparametre som bedst forklarer MDS-ordinationen på faunadata. Korrelationen (r) er angivet. Det skal bemærkes at ikke alle parametre er målt på alle stationer. De anvendte parametre er: (1) Laveste iltkoncentration i bundvandet på stationen for året, (2) Antal uger med iltkoncentration < 2 mg/l, (3) Klorofylkoncentration (årsmiddel), (4) Årets primærproduktion, (5) Salinitet ved bunden (årsmiddel), (6) Glødetab, (7) Andelen af ler-silt (fraktion < 63 μm i %).

Station	Bedste kombination af miljøparametre	Parametre som indgår i analysen	r
FA6117	Min. O ₂ -konc. Klorofylkonc.	1,2,3,4,5	0.35
FA6503	Klorofylkonc.	1,3,4,5	0.16
FA6922	Salinitet	1,2,3,4,5	0.51
FA6442	Min. O ₂ -konc. Uger med lav O ₂ -konc. Primærproduktion Salinitet	1,2,3,4,5	0.43
FA6551	Min O ₂ -konc.	1,2,3,4,5	0.24
RA43	Uger med lav O ₂ -konc.	1,2,3,4,5,6,7	0.78
RA60	Klorofylkonc.	1,3,4,5,6,7	0.93

Tabel 7.6. Resultaterne af en envejs ANOSIM-test af årene 1984-88 med årene 1989-92 samt årene 1984-87 og 1988-92 for henholdsvis utransformerede og 4. rods-transformerede data fra 5 stationer i farvandet omkring Fyn. Testværdi (R) og signifikansniveauer angivet.

Station	Utransformerede data				4. rods-transformerede data			
	1984-88/ 1989-92		1984-87/ 1988-92		1984-88/ 1989-92		1984-87/ 1988-92	
	R	Sign. %	R	Sign. %	R	Sign. %	R	Sign. %
FA6117	0.175	10.3	0.206	7.9	0.103	27.8	0.341	3.2
FA6503	0.112	18.3	0.244	11.9	0.319	3.2	0.200	16.7
FA6922	0.200	15.1	0.075	31.7	0.162	17.5	0.019	41.3
FA6442	0.181	10.3	0.109	19.0	0.156	15.1	-0.03	56.3
FA6551	0.119	19.0	0.156	11.9	0.069	27.0	0.044	36.5

Fig. 7.12. CCA-plots på data fra de 7 stationer, hvorfra der findes tidsserier.

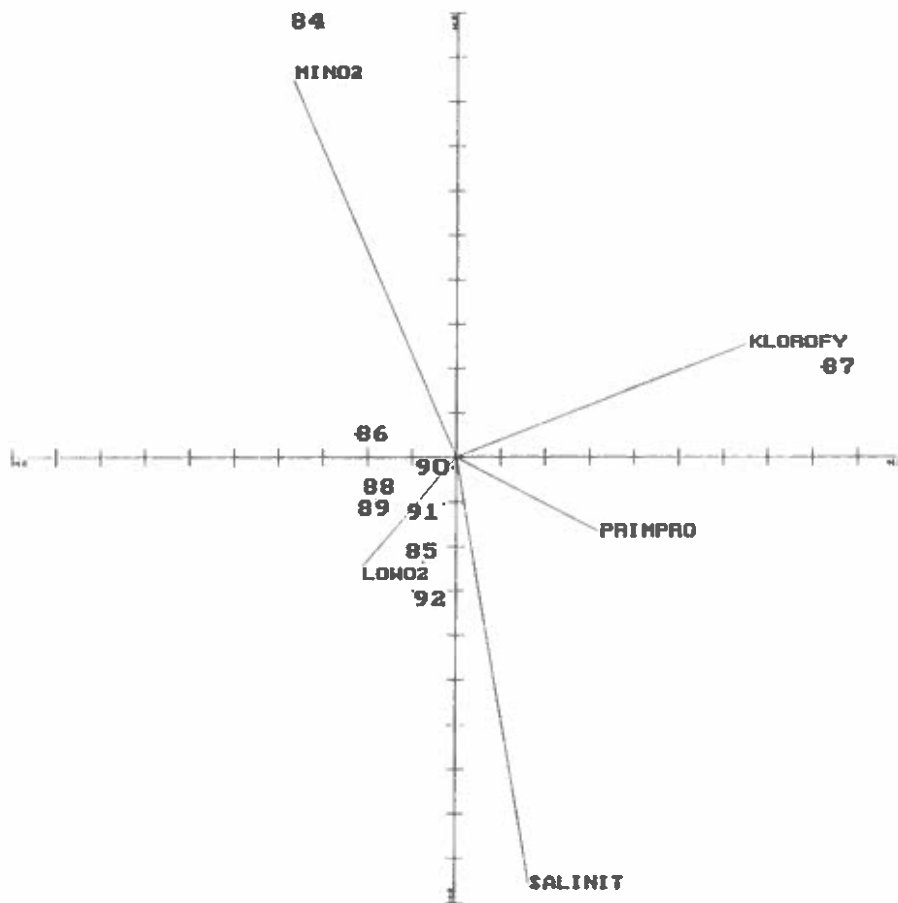
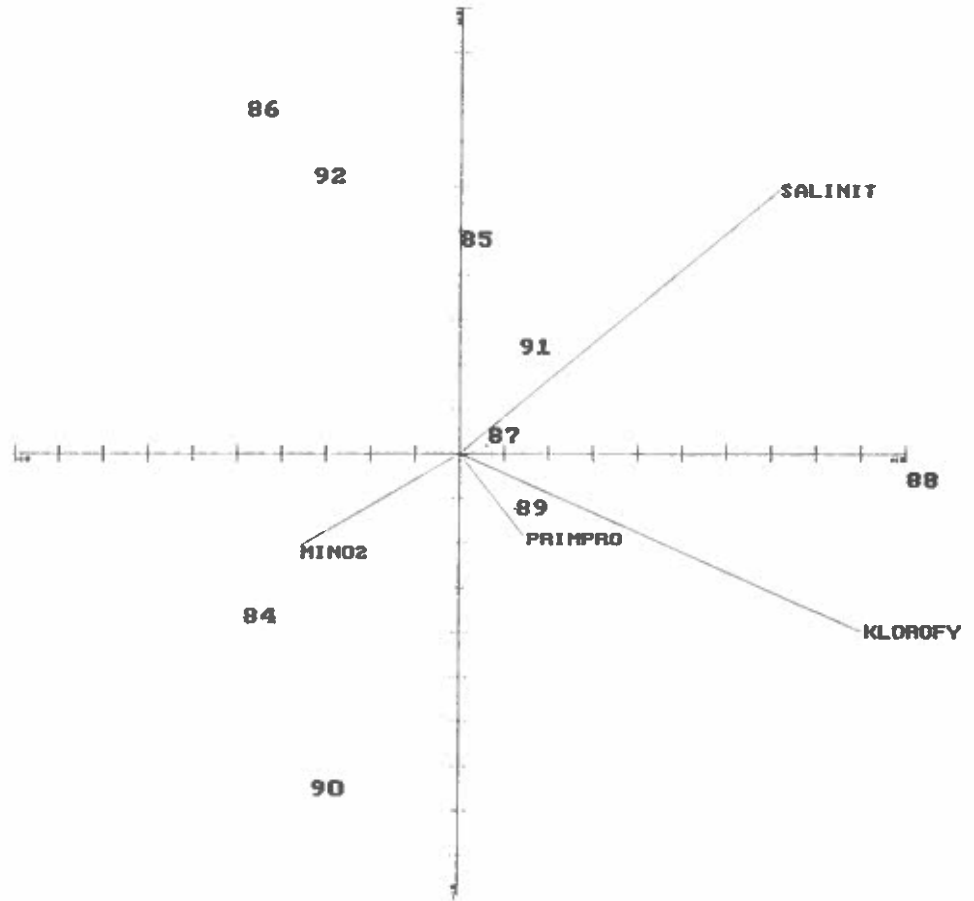


Fig. 7.12. (forsat)

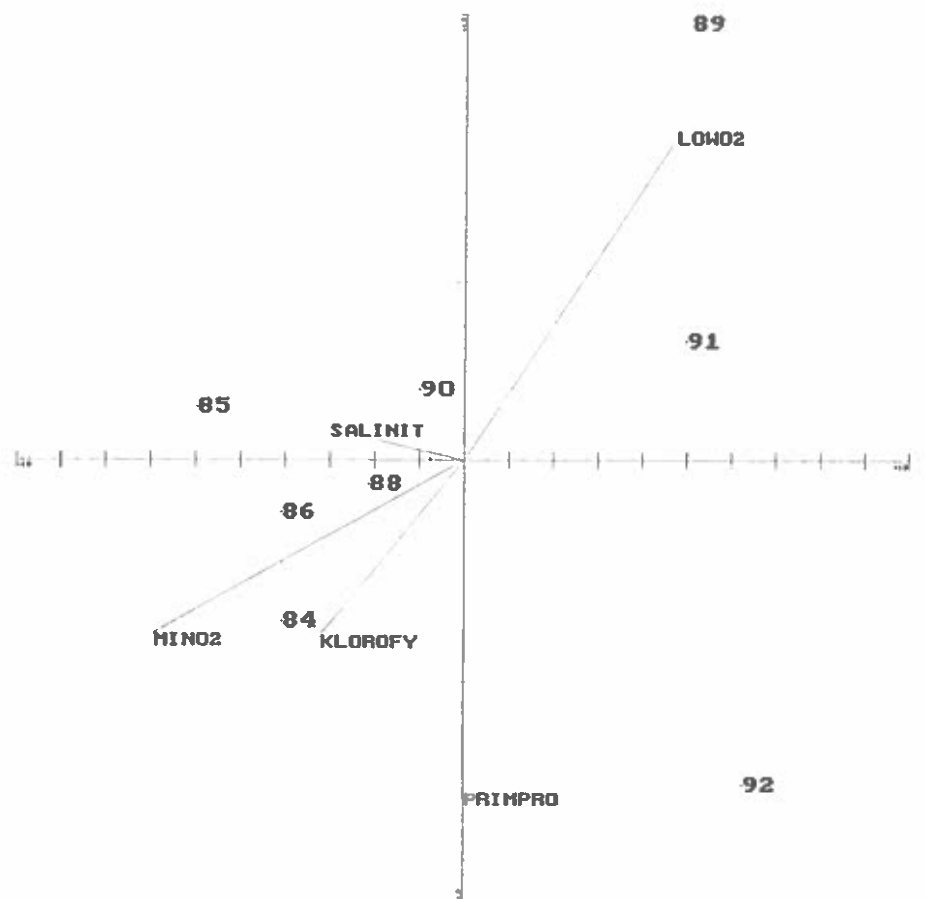
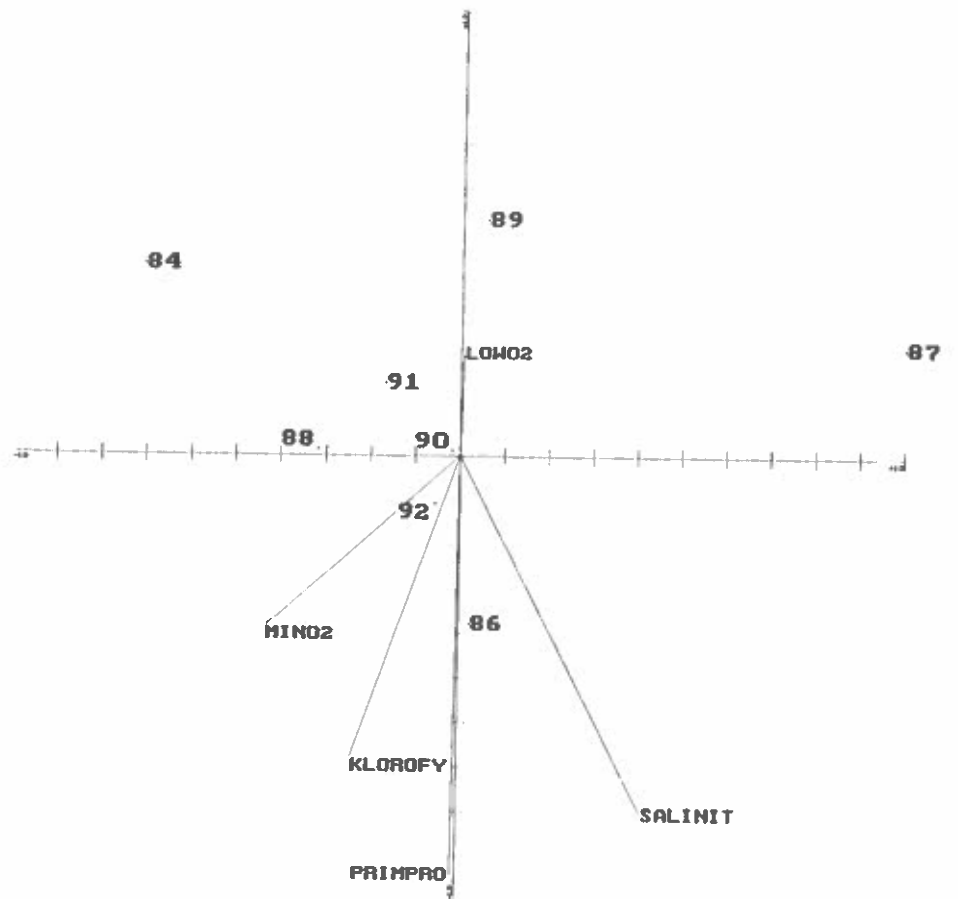
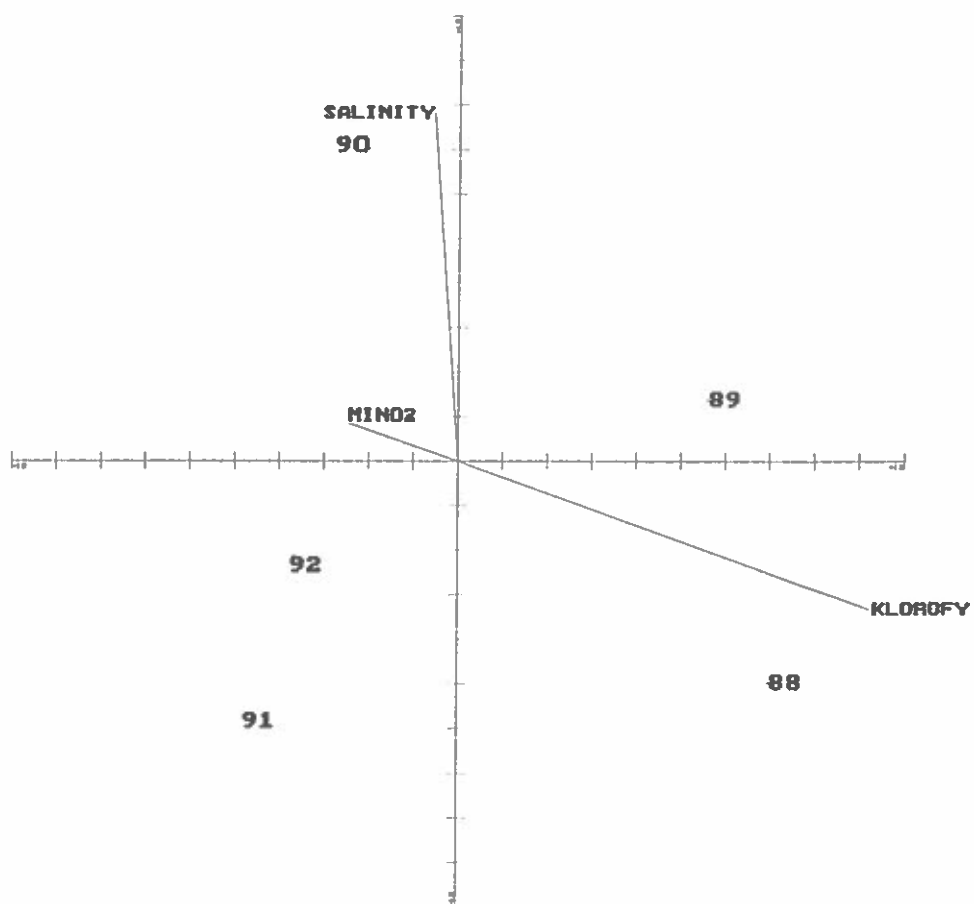
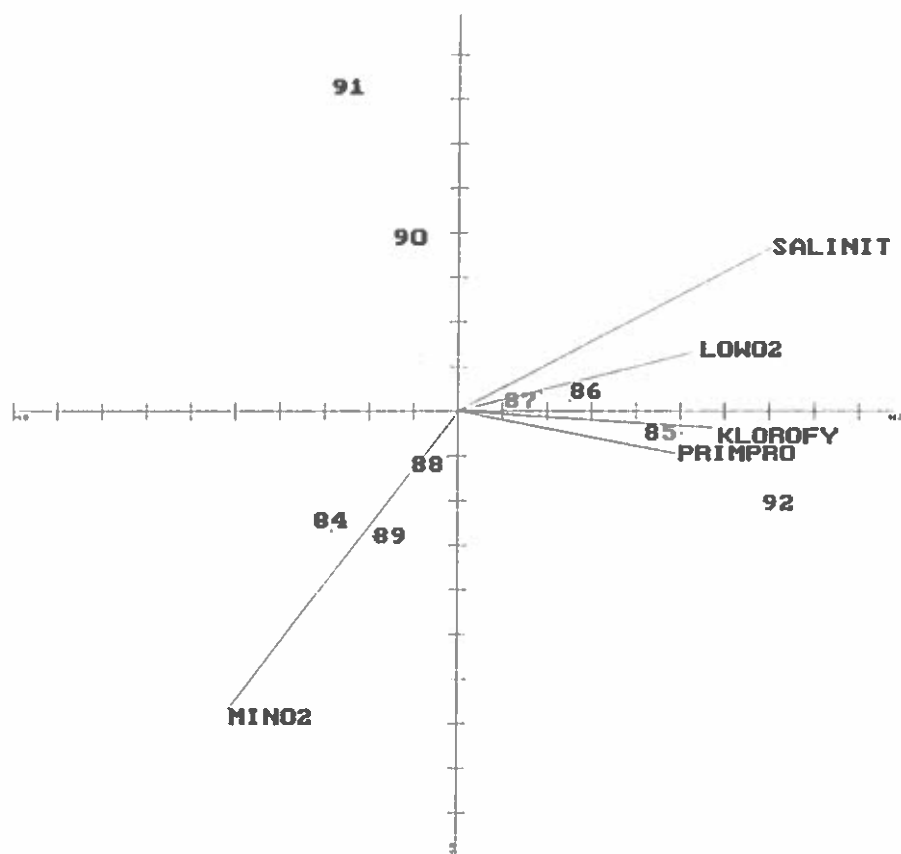


Fig. 7.12. (forsat)



CCA-analyser gennemført på de 7 tidsserier, hvorfra der forligger miljødata, er illustreret i figur 7.12. I overensstemmelse med resultaterne fra MDS-analyserne ser man, at det også ifølge CCA-analysen er forskellige miljøparametre, som er korreleret med akserne. Der er med andre ord ingen af de målte parametre, som synes generelt at kunne forklare variationen i faunaens sammensætning fra år til år.

Årsagen til, at ingen enkelt parameter synes at være generelt afgørende for en ændring i faunaens sammensætning igennem tiden, synes ikke umiddelbart indlysende. Det at faunaens sammensætning ikke synes at have ændret sig væsentligt på de stationer, hvor en analyse har kunnet foretages, kan naturligvis være en del af forklaringen. Den variation, som trods alt registreres, kan således være forårsaget af mere subtile miljøændringer, som påvirker faunaens sammensætning ved f.eks. at påvirke larveoverlevelse og rekrutteringssucces. Det kan endvidere være af betydning, at de klimatiske faktorer kan sløre billedet af de forhold, som man umiddelbart forestiller sig er afgørende for faunaens sammensætning. Specielt på lavere vand vil meteorologiske hændelser slå mere igennem, og vil i høj grad kunne tilsløre effekten af f.eks. en belastning med organisk stof.

7.3 Faunaens tilstand i de enkelte farvandsområder

Vadehavet

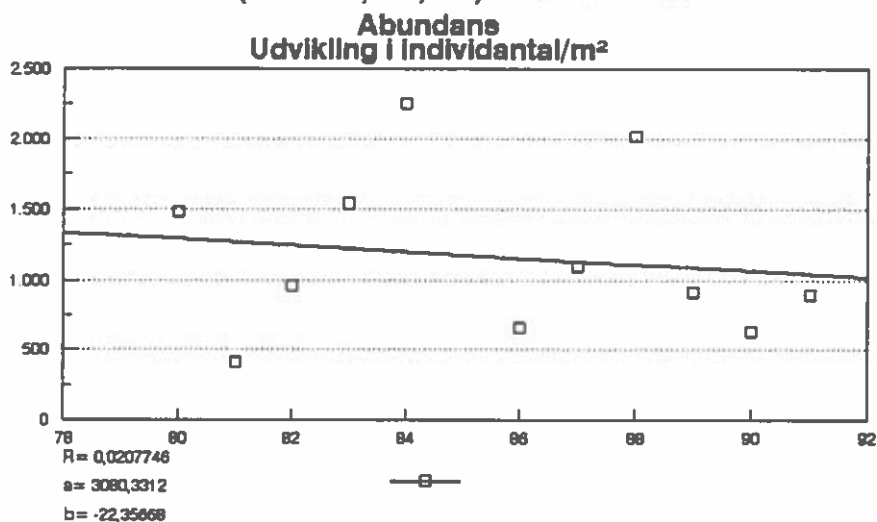
7.3.1 De kystnære farvande

Fra den danske del af Vadehavet findes en række tidsserier fra transekter i Ho Bugt og omkring Rømø. Der er indsamlet prøver 2 gange årligt (forår og efterår) på 6 transekter siden 1980. Vurderes hele periodens udviklingstendens, finder man tilsyneladende en generel stigning i biomassen over hele området. I området omkring Rømø udviser forårs- og efterårsprøvetagningen tilsyneladende samme tendens i form af en stigende biomasse og en faldende individtæthed. Udviklingen i forårsprøverne er vist i Fig. 7.13.

I Ho Bugt synes forårs- og efterårsprøverne til dels at udvise en forskellig tendens. Forårsprøvetagningen (Fig. 7.14) synes at vise en faldende individtæthed, medens biomassen er svagt stigende eller konstant. Efterårsprøverne synes derimod at vise en stigning både med hensyn til biomasse og individtæthed. Generelt synes biomassen på de 3 transekter i Ho Bugt at være væsentlig højere end på de 3 transekter omkring Rømø.

Det bemærkes, at variationen i både individtæthed og biomasse generelt er stor, hvilket er forårsaget af stor meteorologisk påvirkning af Vadehavsområderne. Isvintre kan således bevirke en kraftigt reduktion i både individtæthed og biomasse, som følges umiddelbart af en kraftig stigning i individantallet som et resultat af en massiv kolonisering af juvenile stadier, som ved deres tilvækst siden forårsager en stigende biomasse.

Rømø (linle 497,498,499) forår 1980-1991



Rømø (linle 497,498,499) forår 1980-1991

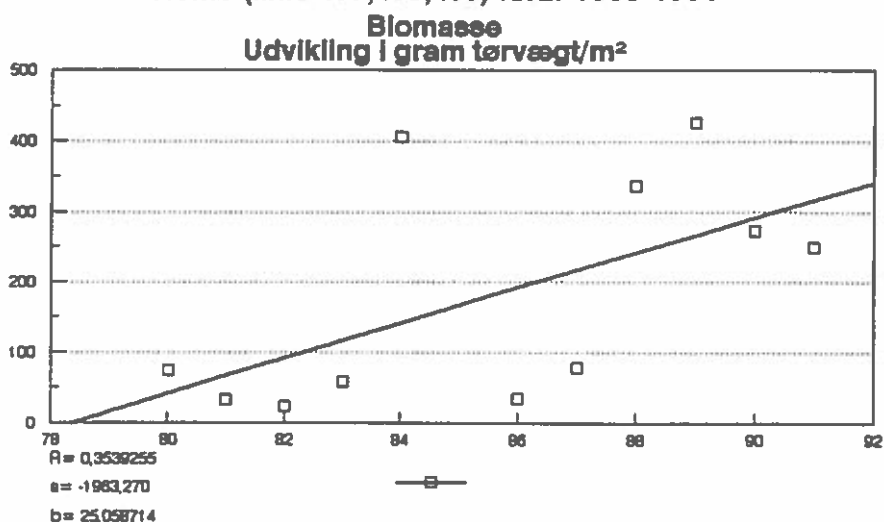


Fig. 7.13. Udviklingen i individantal og biomasse på 3 transekter omkring Rømø i perioden 1980-1991.

Den generelle stigning i biomassen fortolkes som et resultat af en øget eutrofiering, og denne fortolkning støttes af undersøgelser i det Hollandske Vadehav, hvor en øget biomasse er samtidig med en øget koncentration af næringssalte (Beukema & Cadee', 1986). De seneste års meget milde vintre kan dog være en medvirkende årsag til, at biomassen generelt udviser en stigende tendens, idet den sidste isvinter forekom i 1986-87. Den relativt højere biomasse i Ho Bugt kan fortolkes som resultatet af den høje belastning af dette område.

En analyse af de seneste 20 års monitoringsdata fra en lokalitet i det Hollandske Vadehav viser en fordobling i individantal, biomasse og produktion i denne periode (Beukema, 1991). Væksten af *Macoma balthica* udviser i dette område en nær sammenhæng med mængden af kiselalger i det samme år (Beukema & Cadee', 1991).

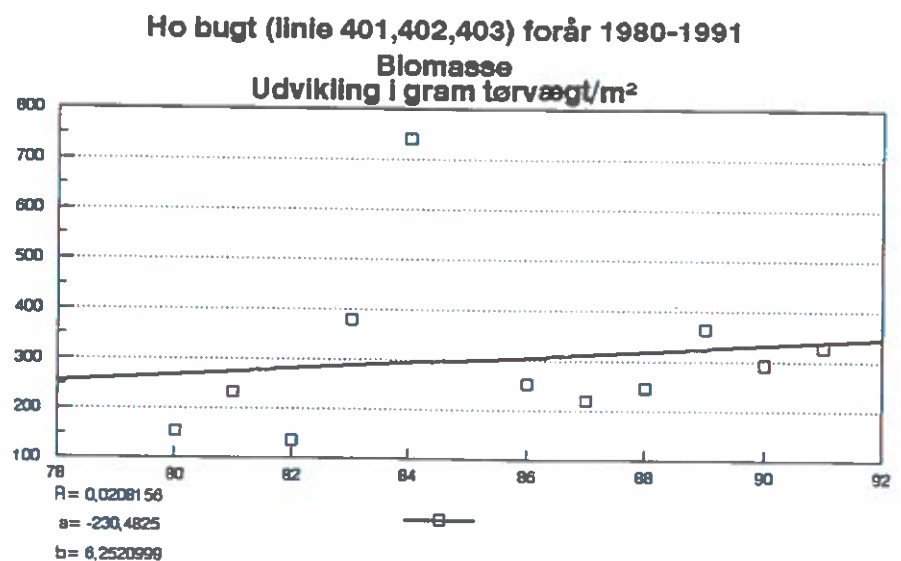
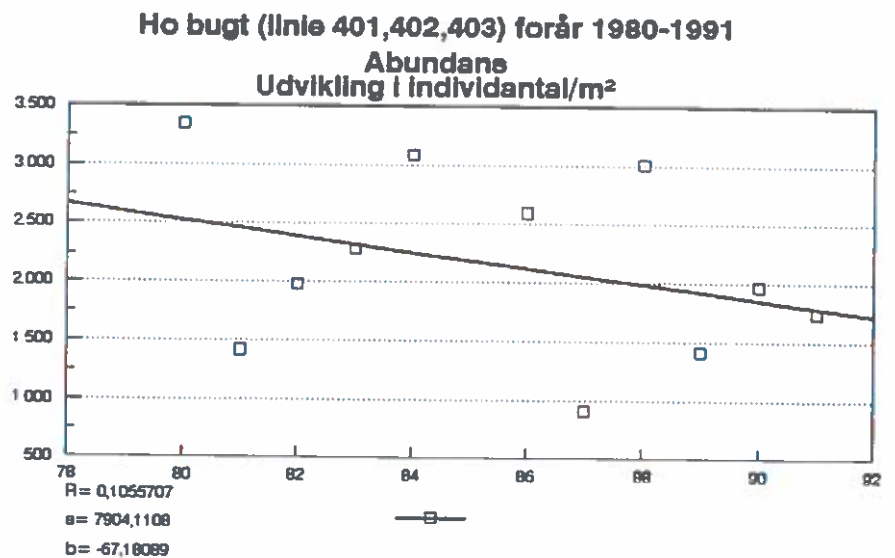


Fig. 7.14. Udviklingen i individantal og biomasse på 3 transekter i Ho Bugt i perioden 1980-1991.

Det fald i biomassen, som tilsyneladende har fundet sted i de senere år, kan måske forklares med en mindsket belastning, primært forårsaget af en mindsket afstrømning, hvilket dog ikke kan registreres i næringssaltkoncentrationerne. Faldet i indvidtæthed og biomasse i de seneste år kan dog også være forårsaget af den lange periode med milde vintre, hvilket har forhindret en tilførsel af nye individer, idet gamle individer kan forhindre rekrutteringen af unge individer. Samtidigt vil de gamle individer forsvinde på grund af almindelig dødelighed.

De kystnære dele af Skagerrak

Tidsserier af bundfauna fra de kystnære dele af Skagerrak findes fra 2 transekter ved henholdsvis Skiveren og Blokhush på 4-20 m dybde, hvor der er taget prøver i maj-juni siden 1986. Disse serier viser ingen generelle træk gennem tiden med hensyn til total biomasse og indvidtæthed. Det er bemærkelsesværdigt, at biomassen på stationerne på 6 og 10 m vand ved Skiveren er meget høj. Således nåede biomassen på 6 m stationen i 1992 op på 3 kg tørvægt pr. m². Det er næsten udelukkende muslingen *Spisula subtruncata*, som

forårsager denne enorme biomasse. Omregnes denne arts tørvægtsbiomasse med skal til vådvægt ved at bruge omregningsfaktorer for en lignende art *Abra alba*, får man en vådvægt på over 10 kg pr. m², hvilket er meget højt og kan sammenlignes med biomassen på en blåmuslingebanke. På begge stationer er der fundet en kraftig rekruttering i 1988, medens man i 1986, hvor monitoringen startede, ikke fandt *S. subtruncata* på nogen af stationerne. Biomassen på stationerne på tilsvarende dybder på Blokhus-transektet er generelt en faktor 10-30 lavere.

Årsagen til, at en så høj biomasse af bunddyr kan opretholdes, er ukendt, men de specielle forhold, som gør sig gældende i frontområdet mellem Skagerrak og Kattegat, er sandsynligvis medvirkende. Biomassen på større dybder i dette område har ligeledes vist sig at være høje (Josefson, 1990). Slangestjernen *Amphiura filiformis*, som er gået kraftigt frem i dette område, synes at have etableret sig på Skiveren stat. 20 m, hvor individtætheden er gået fra 0 til 80 pr. m² i perioden 1989-1992. For en mere detaljeret diskussion af forholdene i dette område iøvrigt henvises til afsnittet om de åbne farvande.

Limfjorden

Bundfaunaen i Limfjorden har været overvåget igennem en årrække, og et godt historisk materiale eksisterer i form af undersøgelser foretaget af Den Danske Biologiske Station i første halvdel af dette århundrede. Limfjordsamterne har siden 1978 foretaget prøvetagninger på 19 stationer 2 gange årligt. Dog mangler der data fra året 1985.

Nyere bearbejdnings af det store historiske materiale vedrørende Nissum og Livø bredninger er foretaget af Varming (1987) og Hylleberg (1992). Disse bearbejdnings afslører bl.a., at perioder med høje tætheder af *Corbula gibba* og *Abra alba* afløses af perioder med lave tætheder af disse arter. En enkelt art synes at være helt forsvundet fra Limfjorden. *Nucula nitidosa*, som var relativt almindelig i Nissum Bredning i starten af dette århundrede (Hylleberg, 1992), er således fundet i lave tætheder i starten af 70'erne (VKI, 1976), men kun et enkelt individ blev fundet i bundprøver fra en intensiv undersøgelse i 1986-88 (Jensen, ikke-pub.data). Artens forsvinden er dog ikke nødvendigvis et resultat af en øget eutrofiering, men kan i høj grad være et resultat af konkurrence med *C. gibba*, idet denne art måske kan hæmme settling af *N. nitidosa* (Varming, 1987).

Det gennemsnitlige antal arter pr. prøve udviser store svingninger gennem tiden (Hylleberg, 1992). Markante fald i artsantallet igennem et årti er således observeret allerede i 1930'erne, hvilket viser, at svingninger, som ikke kan relateres til eutrofiering, skal tages i betragtning. Faunaen i Lovns Bredning, Skive Fjord og Thisted Bredning må trods alt betegnes som reduceret i forhold til en naturlig baggrundstilstand. En oversigt over påvirkningsgraden, som denne tegnede sig 1983-1987, fremgår af figur 7.15.

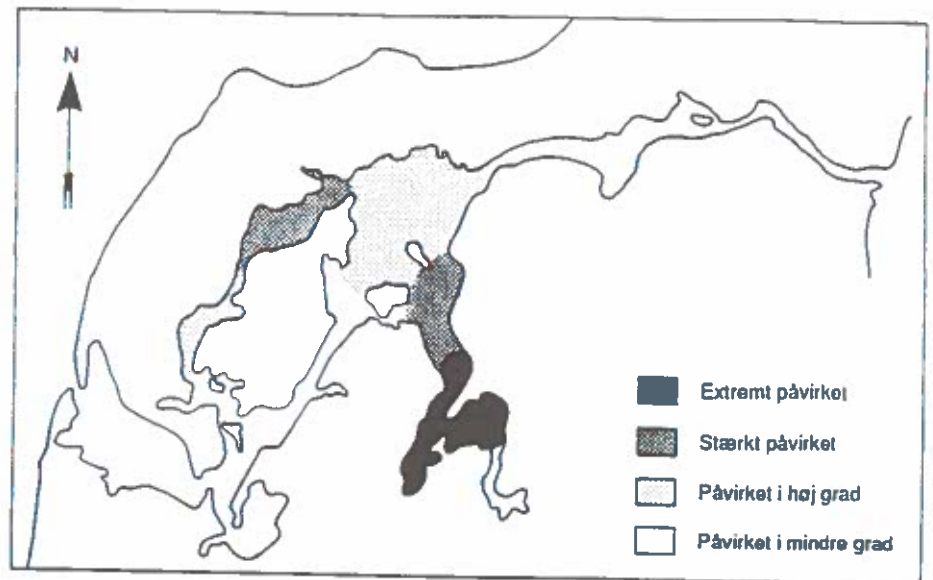


Fig. 7.15. Oversigt over i hvor høj grad bundfaunaen er påvirket af indholdet af organisk stof i sedimentet, og af forekomst af iltsvind i de forskellige dele af Limfjorden i perioden 1983-1987.

I Nissum Bredning, som ikke har været udsat for iltsvind, er væksten af den dominerende musling *C. gibba* forøget i nutiden i forhold til starten af dette århundrede (Jensen, 1990), hvilket tolkes som et resultat af en øget belastning med næringsalte.

En faktoranalyse er udført på materiale fra de 19 monitoringsstationer i perioden 1978-1991. Ialt 3 faktoranalyser på stationer samlet i 3 transekter er udført (Fig. 7.16). Faunaen kan deles op i 3-4 dyresamfund. Det drejer sig om blåmuslingebanker, Abra-samfund, Macoma-samfund og samfund, der enten er kraftigt påvirket af organisk belastning med evt. iltsvind, eller påvirket af stærke strømforhold.

Faktoranalysen viser, at faunaen langs transekt 1 er præget af en stigende organisk belastning fra Nissum Bredning til Skive Fjord, samt en faldende salinitet. Den øgede belastning erkendes ved et stigende indhold af organisk stof og et stigende indhold af kvælstof og fosfor i sedimentet. Det høje indhold af organisk stof bevirker, at der på stationerne 25, 27, 29 og 32 ses årligt tilbagevendende iltsvind. Transekt 2 er præget af samme forhold som transekt 1, blot mindre udtalt, og årlige iltsvind forekommer kun på station 19. Transekt 3 er derimod påvirket af strømforholdene, en faldende gennemsnitlig primærproduktion, og en stigende iltkoncentration fra Løgstør Bredning til Langerak. Ingen af stationerne langs dette transekt er udsat for årlige iltsvind. Endelig er der en faldende salinitet langs dette transekt.

Der er observeret en tidlig udvikling i miljøparametre for de enkelte transekter. Transekt 1 og 2 er præget af en øget salinitet, hvilket har været mest udtalt for Nissum Bredning. Transekt 3 har

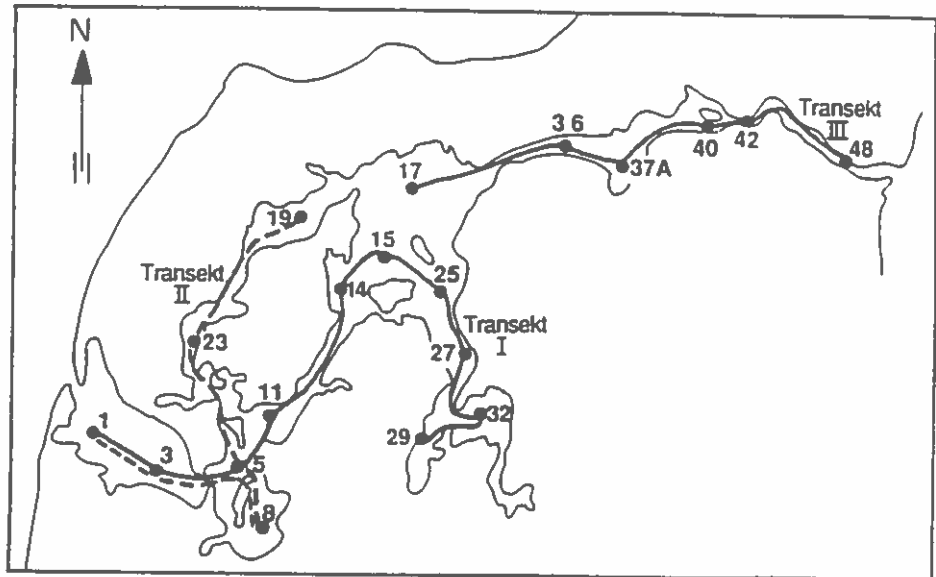


Fig. 7.16. De tre transekter, som er anvendt i faktoranalyserne. De enkelte stationers placering er endvidere angivet.

som helhed fået et tykkere oxideret overfladelag, hvilket kan tolkes som en følge af mindre organisk belastning eller en stærkere strøm.

Faktoranalysen for transekt 1 viser, at 44 % af variationen i faunasammensætningen er forårsaget af forhold, der påvirker arter fra *Abra*-samfundet. Det antydes, at dette kunne være iltkoncentrationer, men denne formodning kan ikke understøttes af en korrelationsanalyse med de målte iltkoncentrationer. Omkring 40 % af variationen skyldes forhold, som påvirker tilstedeværelsen af blåmuslingebanker på en organisk belastet bund. I perioden 1978-1991 har der været en udvikling i den retning, som sandsynligvis skyldes en øget organisk belastning. Den resterende variation kan forklares med forhold, der påvirker tilstedeværelsen af blåmuslingebanker på en ren sandbund (ca 12 %), samt tilfældig variation (ca 4 %). I perioden 1978-1991 har der været en negativ udvikling i forhold, som fremmer tilstedeværelsen af blåmuslingebanker.

Analysen for transekt 2 viser, at ca 39 % af variationen i faunasammensætningen skyldes forhold, som påvirker tilstedeværelsen af blåmuslingebanker på en bund af silt eller lerblandet sand. Der er dog ingen signifikant korrelation mellem faktoren og de målte miljøparametre. Yderligere 28 % af variationen skyldes forhold, der fremmer arter fra *Abra*-samfundet, medens 26 % af variationen skyldes forhold, som fremmer arter fra *Macoma*-samfundet. Endelig skyldes 4 % af variationen forskelle i primærproduktionen.

Blandt variationen langs transekt 3 skyldes 32 % to forhold, der kan tolkes som organisk belastning og strømforhold. Yderligere 32 % af variationen skyldes forhold, som fremmer arter fra *Abra*-samfundet. Omkring 27 % skyldes forhold, der fremmer tilstedeværelsen af blåmuslingebanker på en hård bund. Endelig skyldes 7 % af variationen forhold, der fremmer tilstedeværelsen af blåmuslingebanker på blød bund.

Det skal bemærkes, at der er knyttet en række forudsætninger til faktoranalysen, som måske sjældent er opfyldt. Det er bl.a. en forudsætning, at ændringerne for de enkelte arter med hensyn til

miljøgradienter sker lineært og monotont. Det bør endvidere bemærkes, at det i nogle af de nævnte tilfælde er vanskeligt at skille effekten af organisk belastning og salinitet. Endvidere er risikoen for en ringslutning stor, idet brugen af indikatorarter ofte er meget subjektiv. Denne subjektivitet kan dog til dels undgås ved den efterfølgende eksterne tolkning, hvor uafhængige miljøoplysninger fra stationerne kan sammenholdes med den interne tolkning.

Sammenlignes udviklingen i antallet af arter og individer samt biomassen på de enkelte stationer, findes ingen fælles udviklingstendenser bortset fra, at man på et flertal af stationerne kan observere et højere niveau i individantal og biomasse i perioden 1986-1991 sammenlignet med perioden 1978-1984. Denne forskel skyldes primært de 2 filtrerende muslinger *Corbula gibba* og *Mytilus edulis*.

Årsagen til, at det er vanskeligt at påvise en generel forandring gennem tiden, er formentlig, at der har været en konstant, høj belastning i perioden, hvor variationen fra år til år primært er forårsaget af den nedbørsbestemte afstrømning.

Nissum Fjord

I Nissum Fjord er der gennemført prøvetagninger af bundfauna på 18 stationer i årene 1985 og 1988-1992. På materialet fra 1989-1992, som er baseret på samme prøvetagningsmetodik, er der foretaget faktoranalyser i rum og tid. Faunaen i fjorden kan ikke henføres til et kendt dyresamfund, idet saliniteten er meget varierende. På mange stationer observeres et fald i arts- og individantallet fra 1985 til 1988. Denne nedgang kan forklares med en række isvintre i denne periode. Stigningen i arts- og individantal fra 1989 til 1992 kan på tilsvarende måde forklares som et resultat af en reetablering af faunaen i en periode med milde vintre. Saliniteten synes dog ligeledes at være steget i samme periode, og forekomsten af meget lave salinitetsniveauer at være begrænset. Faktoranalyser på tidsserien 1989 til 1992 med hensyn til individtæthed giver ingen klare indikationer om hvilke parametre, som er bestemmende. Saliniteten synes at spille en rolle i flere af faktorerne, og i det hele taget synes mange parametre at være samkorreleret.

Ringkøbing Fjord

Faunaen i Ringkøbing Fjord er undersøgt på 24 stationer i årene 1987 og 1989-1992. Som for Nissum Fjord er der foretaget en faktoranalyse på materialet fra 1989-1992. Faunaen kan ikke henføres til et af de traditionelle dyresamfund på grund af den varierende salinitet. Faunasammensætningen er ret ensartet i fjorden. Ingen større kvantitative ændringer har fundet sted i perioden. På en del stationer synes en stigning i artsantal og biomasse at have fundet sted. Stigningen i artsantal kan skyldes reetablering af faunaen efter en periode med hårde vintre, medens stigningen i biomasse primært er forårsaget af den nyindvandrede børsteorm, *Marenzelleria viridis*, som nu er den mest talrige art i fjorden. Arten, som er fundet i fjorden for første gang i 1990, er en amerikansk brakvandsart, som måske har forårsaget en tilbagegang for den hjemlige art *Alkmaria romijni*. Forandringer i faunaen gennem denne periode kan således ikke henføres til en ændret belastning, men skyldes formentlig i højere grad klimatiske forhold samt ovennævnte indvandring af en ny art. Faktoranalyserne viser

da heller ikke noget klart billede igennem tiden, men faktorerne synes at være sammensat af mange parametre.

Kystnære dele af nordlige Kattegat

I den nordlige del af Kattegat har man indsamlet bundfaunaprøver langs 2 transekter siden 1984. Ingen markante ændringer igennem tiden kan observeres på hverken Jerup- eller Dokkedal-transektet. Begge transekter har dog været udsat for en stigning i artsantallet fra 1991 til 1992. Årsagen til denne stigning, som er forårsaget af både tilbagevendende og nye arter, er ukendt.

Hevring Bugt

I Hevring Bugt er faunaen blevet monitoreret siden 1989 på et varierende antal stationer. Der synes at være et fald i individantallet fra 1989 til 1991 (Fig. 7.17). Det er primært antallet af polychaeter, som er gået tilbage. Dette fald synes imidlertid ikke af kunne relateres til iltsvind i området. Tidligere er der fundet døde bunddyr på stranden og på lavt vand i iltsvindsårene 1981 og 1988. Faldet i individantal kan heller ikke forklares som et resultat af en øget belastning, idet forholdene i Hevring Bugt i højere grad er præget af en diffus tilførsel end af tilførsel fra punktkilder.

Fornæs-området

Fra området udfør Fornæs findes der data fra en række stationer siden 1981. De højeste individtætheder og biomasser synes at forekomme i starten og slutningen af 80'erne (Fig. 7.17 & 7.18). Denne variation i bundfaunaens individtæthed og mængde kan vanskeligt forklares med en eller få faktorer. Den stigende biomasse fra 1986 til 1989 er sammenfaldende med en lignende tendens i de åbne områder af det nordlige Kattegat, og kan forklares som et resultat af en diffus tilførsel af næringssalte fra land, medens den faldende biomasse i de seneste år kan skyldes en reduktion i belastningen fra den lokale punktkilde. Multivariate analyser udført på materiale fra 1986-1990 kunne dog ikke udskille stationerne tæt på punktkilden fra de øvrige stationer. Når glødetab, dybde og sedimenttype blev inddraget i analysen, viste dybden sig at være den parameter, som bedst kunne beskrive den spatiale variation i datamaterialet. Det er med andre ord ikke usandsynligt, at den observerede variation i bundfaunaen kan forklares med tilfældige svingninger i abiotiske og biotiske parametre, som ikke nødvendigvis er relateret til eutrofiering.

Hjelm Dyb

Data omkring bundfauna fra Hjelm Dyb (St. 11) findes fra årene 1980, 1985, 1987 og 1989. Individtætheden i 1980 var signifikant højere end i årene 1985 og 1989 (Fig. 7.17). På grund af den sporadiske prøvetagning igennem tiden er det vanskeligt at relatere udviklingen i bundfaunaens tilstand til spildevandstilførsel og eventuelle iltsvind. Iltmålingerne i Hjelm Dyb ligger i sensommeren og efteråret på et niveau, som kan tænkes at have indflydelse på bundfaunaen, men fatale iltsvind har ikke været observeret.

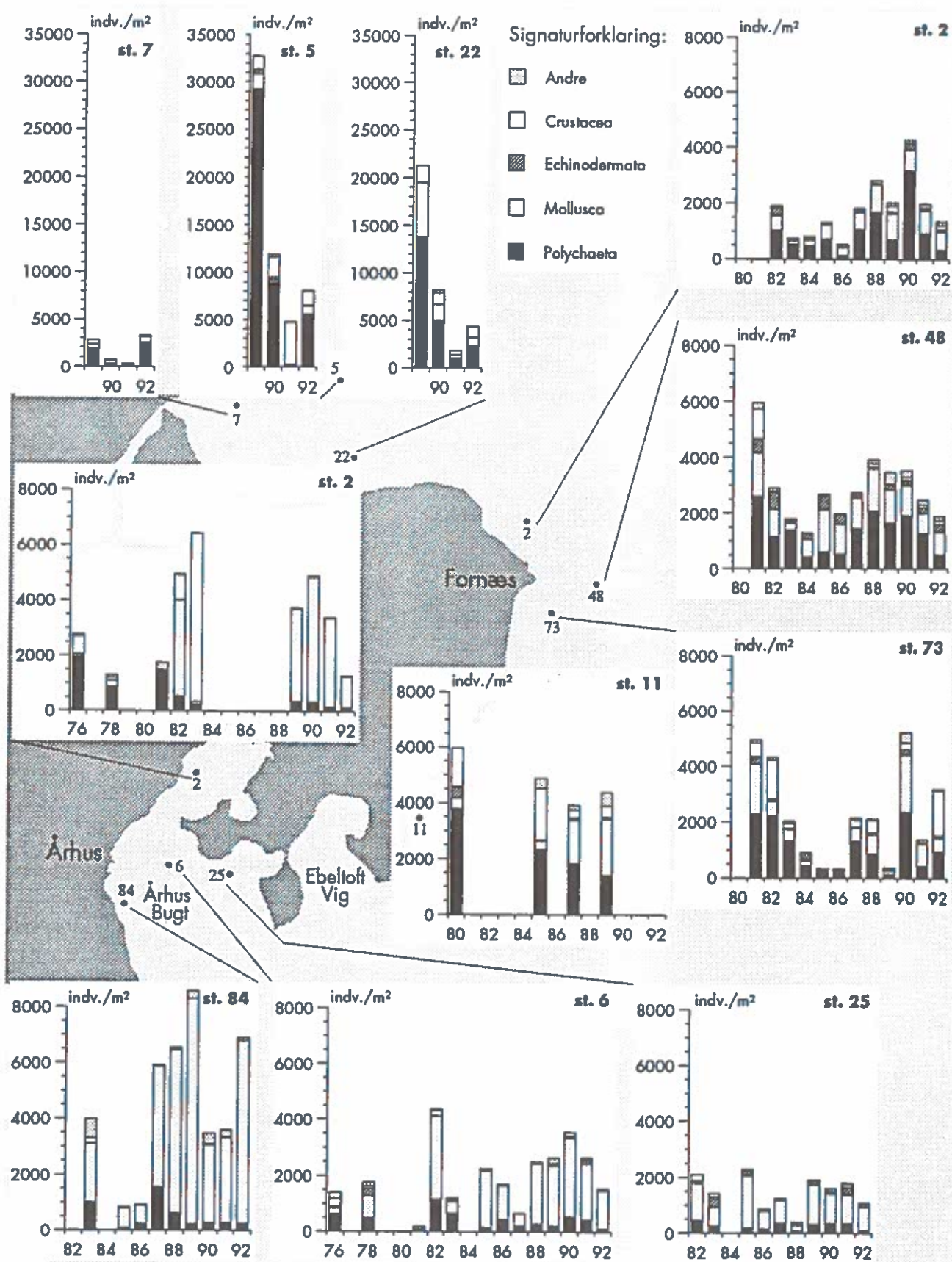


Fig. 7.17. Fordelingen af individer pr. m² på taxonomiske grupper fra en række stationer i Århus Amts marine områder.

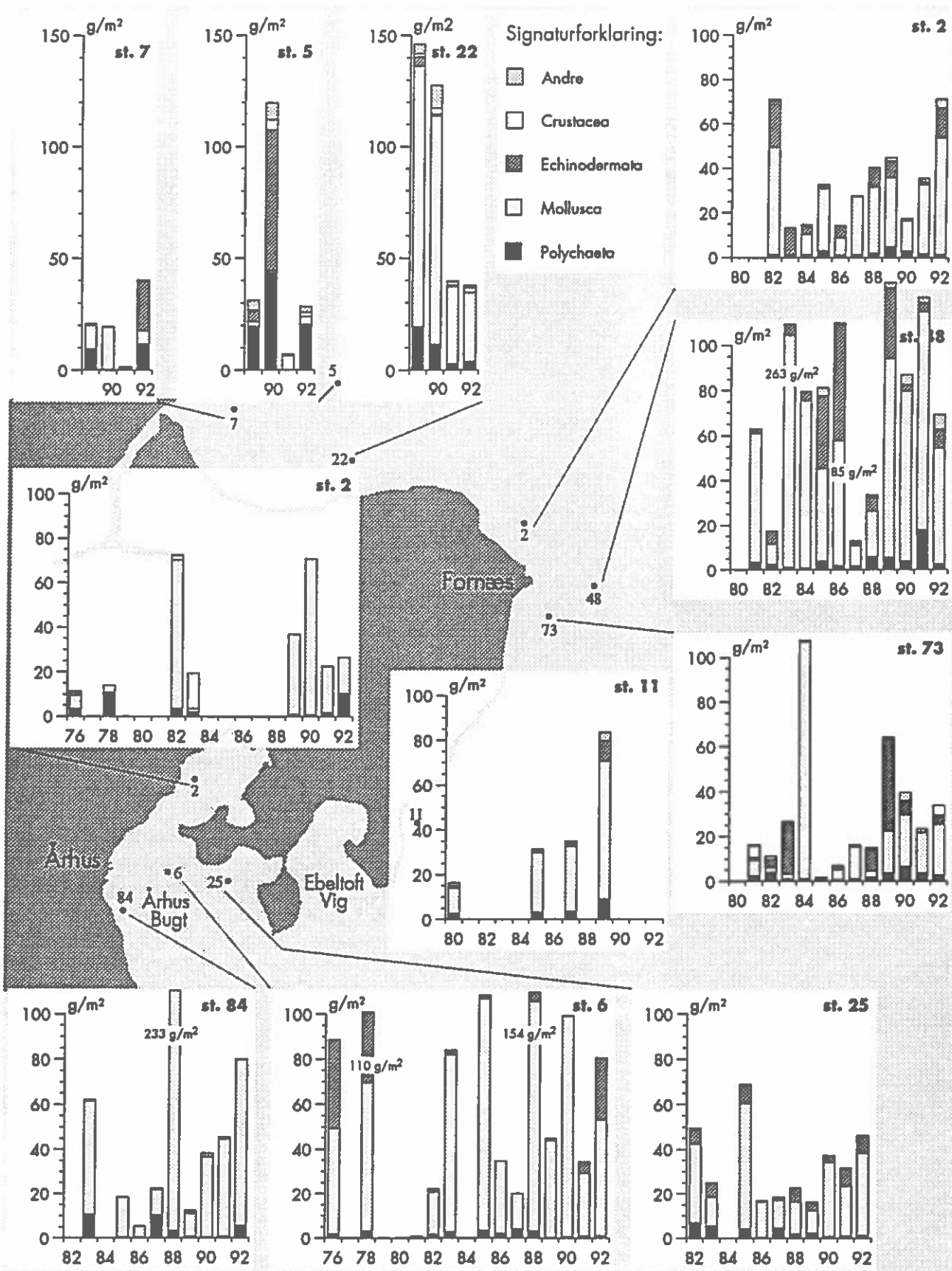


Fig. 7.18. Fordelingen af biomasse på taxonomiske grupper (g tørvægt pr. m²) fra en række stationer i Århus Amts marine områder.

Sjællands Nordkyst

Tidsserierne fra stationerne langs Sjællands nordkyst fra 1989-1992 viser ingen generel tendens. En faktoranalyse på disse data viser, at kun få faktorer er signifikant korreleret med de målte parametre. Det er således kun temperatur og den maksimale primærproduktion, som er signifikant korreleret med henholdsvis faktor 2 og 4.

Århus Bugt og Kalø Vig

Der eksisterer lange tidsserier fra Århus Bugt og Kalø Vig, som i enkelte tilfælde går tilbage til 1976. Prøvetagningen var dog ikke årlig i den første tid, men årlige prøvetagninger findes fra 1981 og frem. Serierne viser ingen klar tidslig udvikling i individtæthed og biomasse, og endvidere synes der ikke at være nogen samvariation med de øvrige områder i amtet, hvor tilsvarende tidsserier foreligger (Fig. 7.17 & 7.18). Høje individtætheder er observeret i enkelte år, og kan i visse tilfælde forklares med kolonisering efter kraftige iltsvind. Det hidtil kraftigste iltsvind i området indtraf i 1981, hvor faunaen på dybder større end 12 m stort set forsvandt. Den følgende reetablering af faunaen fandt sted efter 4 års forløb, men faunaen synes efter disse år at være præget af en anden sammensætning end før iltsvindet (Fallesen, 1992), hvilket tilskrives de tilbagevendende episoder med dårlige iltforhold i 80'erne.

En kraftig reduktion i tilførslen af organisk stof fra den lokale punktkilde i 1990, resulterede i væsentlige forbedringer i iltforholdene nord for udledningsrøret fra Marselisborg Rensningsanlæg, og i at en arts- og individrig fauna kunne etablere sig. De forbedrede forhold har været vedvarende, og individantallet har været støt stigende i perioden frem til 1992. Generelt er iltforholdene i Århus Bugt og Kalø Vig forbedret i 1990-92 i forhold til forholdene i 80'erne. I overensstemmelse med de forbedrede iltforhold er slangestjernen *Ophiura albida* og sømuseen *Echinocardium cordatum*, der er følsomme overfor lave iltkoncentrationer, tiltaget i hyppighed og udbredelse. En undtagelse er dog området syd for udledningsrøret, hvor iltforholdene forsat er dårlige, og en permanent fauna synes ikke at være etableret.

En undersøgelse af væksten hos muslingen *Abra alba* antyder, at det i den østlige og centrale del er mængden af sedimenterede alger, der er af betydning for væksten, idet der synes at være en sammenhæng mellem planktonmængde (målt som fluorescens), og væksten af denne musling. Resultatet af dette er en meget variabel vækst fra år til år (Fig. 7.19).

Randers Fjord

Faunaen i Randers Fjord er reduceret i forhold til tilstanden i starten af dette århundrede, idet arter, som er karakteristiske i ubelastede områder, er gået tilbage, og arter, som er knyttet til belastede områder, er gået frem. Antallet af arter er dog øget i dele af fjorden siden 1974, sandsynligvis som følge af en reduceret belastning fra Randers By.

Horsens Fjord

Bundfaunaen i Horsens Fjord har været monitoreret siden 1989 på 3 stationer. Et iltsvind, hvis omfang dog er ukendt, indtraf i fjorden i foråret og efteråret 1989. Den stigning i individtæthed og biomasse, som tilsyneladende har fundet sted i den inderste del af fjorden, kan således være et resultat af en reetablering af faunaen.

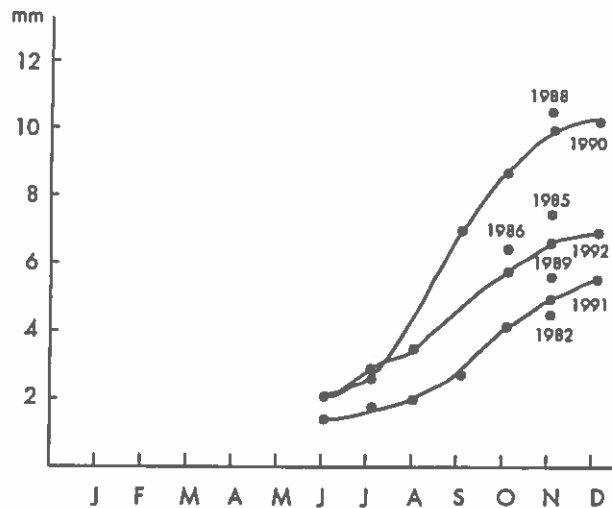


Fig. 7.19. Væksten af *Abra alba* i 1990, 1991 og 1992 baseret på gennemsnitslængden i månederne juni til december, samt gennemsnitslængden af *A. alba* i november 1982, 1985, 1988, 1989 og oktober 1986.

Det skal dog bemærkes, at et skift i faunaen har fundet sted, idet arterne *Hydrobia ulvae* og *Mytilus edulis* er blevet dominerende, og *M. edulis* udgør således en meget stor del af biomassen i 1992. Tidligere undersøgelser synes at vise, at der frem til sensommeren 1989 sker et drastisk fald i arts- og individantallet inderst i fjorden. I den yderste del af fjorden stiger antallet af *H. ulvae* og *Abra alba* fra 1991 til 1992, medens sandmuslingen, *Mya arenaria* tilsyneladende går tilbage i hele fjorden. Disse ændringer kan dog ikke relateres til ændringer i belastning eller iltforhold.

Vejle Fjord

Fjorden er ligesom Horsens Fjord præget af lave arts-, individ- og biomassetal i 1989, og årsagen er formentlig også her et lavt iltniveau. På en station yderst i fjorden var iltkoncentrationen en meter over bunden nede på 0-2 mg/l i maj/juni 1988. Lave iltværdier blev endvidere konstateret i efteråret 1988 og i foråret 1989. En kraftig rekruttering af muslingen *Corbula gibba* fandt sted i hele fjorden i 1990, og på den yderste station fandt også en kraftig rekruttering af *Mysella bidentata* og *Abra alba* sted. En stigning i antallet af arter fandt også sted fra 1989 til 1990. Inderst i fjorden fandt et markant fald i individtæthed og biomasse sted i 1992, hvilket ikke direkte kan relateres til målinger af lave iltkoncentrationer. Tætte lag af søsalat, *Ulva lactuca*, observeret i juli 1991, har formentlig skabt anoxiske forhold, som har resulteret i faunaens tilbagegang. En tilbagegang af *C. gibba* kan ligeledes være forårsaget af disse algemåtter, omend andre faktorer såsom dårlig kondition efter gydning kan gøre sig gældende (Bjulver & Torp, 1993; Jensen, 1990).

Kolding Fjord

Faunaen i Kolding Fjord er, i modsætning til faunaen i Horsens og Vejle fjorde, tilsyneladende ikke påvirket af de iltsvind, som indfandt sig i 1988 og 1989. Generelt synes der ikke at være konstateret dårlige iltforhold i Kolding Fjord. En tilbagegang i biomassen fra 1991 til 1992 er primært forårsaget af en reduktion af *Corbula gibba* ligesom i Vejle Fjord. Årsagen kan her ligeledes være algemåtter, idet sammenskyllede måtter af trådalger blev observeret i den indre del af fjorden i sommeren 1991.

Haderslev Fjord

Individttætheden på en station i Haderslev Fjord er gået tilbage siden 1990, og i 1992 var der kun fauna i 6 ud af 10 prøver og en meget lav individttæthed (98 ind. m²). Årsagen er formentlig iltsvind i disse år. I 1992 startede iltsvindet i juni måned, hvor der blev observeret store områder med svovlbakterier på sedimentet. Iltsvindshændelserne synes i høj grad at være knyttet til resuspensionshændelser, som synes at være hyppige i dette område.

Genner Bugt

I den inderste del af Genner Bugt har man observeret en kraftig øgning i individantallet i 1992 sammenlignet med de forudgående 3 år. Øgningen skyldes primært muslingen *Abra alba*. Den yderste del af fjorden rammes af perioder med dårlige iltforhold, og faunaen er da også præget af eutrofieringstolerante eller nysettlede arter.

Åbenrå Fjord

I 1992 er der på 2 stationer i Åbenrå Fjord sket en øgning i individantallet sammenlignet med 1991, hvor faunaen var meget forarmet. Det bør bemærkes at prøverne er indsamlet i slutningen af juli, hvor iltforholdene stadig var tålelige, og effekten af sensommerens iltsvind havde således ikke vist sig.

Augustenborg og Als fjorde

Augustenborg Fjord er præget af en reduceret fauna, og individttætheden synes ikke at have ændret sig i 1992 sammenlignet med året før. Faunaen er præget af *Oligochaeta* og *Nephtys hombergii*, som er tolerante over for lave iltværdier. I Als Fjord kan man observere en stigning i individttætheden fra 1991 til 1992, som er forårsaget af en rekruttering af *Abra alba* og *N. hombergii*. Faunaen i Als Fjord præges stadig af eutrofieringstolerante arter.

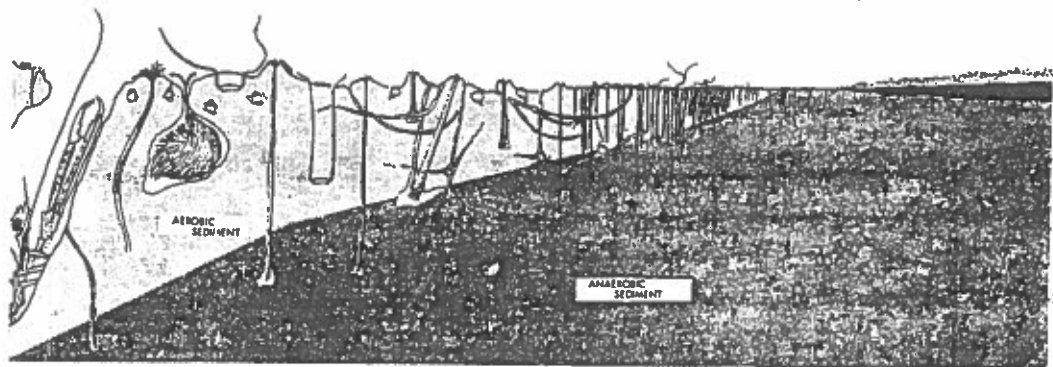
Flensborg Fjord

I Flensborg Fjord har man i 1992 observeret en stigning i arts- og individantallet i forhold til årene forud, hvilket formentlig er forårsaget af forbedrede iltforhold i forårs månederne, som igen er relateret til kraftig vind i denne periode. Ligesom i Åbenrå Fjord er prøverne dog indsamlet i starten af den kraftige iltsvindperiode. Inderfjorden er præget af et sparsomt dyreliv, og i 1992 var der kun dyr i under halvdelen af prøverne. I yderfjoden, som hidtil har været stærkt påvirket af iltsvind, synes der nu at være etableret en mere permanent fauna.

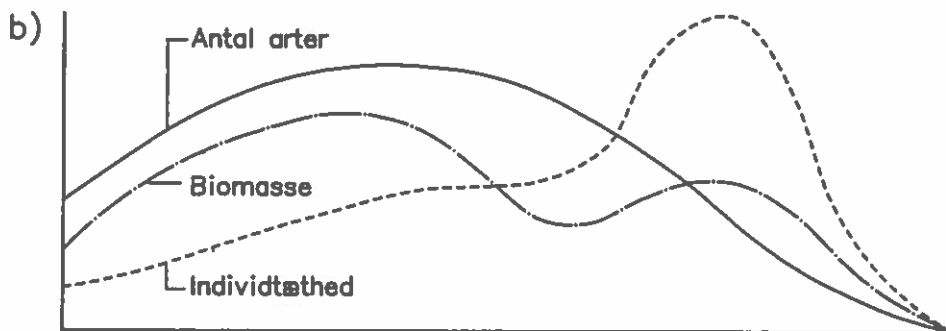
Lillebælt

Faunaen i Lillebælt overvåges rutinemæssigt på 4 stationer med prøvetagning forår og efterår. Fra disse stationer foreligger data baseret på en ensartet prøvetagning siden 1985. Disse faste stationer suppleres med prøvetagning langs transekter hvert 4. år. I 1990 har man, med henblik på at beskrive langtidsudviklingen i bundfaunaens sammensætning, endvidere foretaget et genbesøg på stationer, som er undersøgt af Den Danske Biologiske Station i perioden 1911-1934. Faunaens tilstand er forsøgt klassificeret ud fra en revideret udgave af den empiriske "model", som er udviklet af Pearson & Rosenberg (1978). Det foreliggende system, som inddeler faunaen i 6 stadier, er udviklet af Rumohr (unpub.) og relaterer til forholdene i Østersø-området (Fig. 7.20).

a) UPÅVIRKET SVAGT PÅVIRKET → STØRRE BELASTNING (GODE ILTFORHOLD) → STOR BELASTNING (ILTSVIND I PERIODER) → ILTFRIT



ZONE	NORMAL	OVERGANGSZONE	FORURENET	STÆRKT FORURENET	PERMANENT ILTFRIT	
TYPISK MAKROFAUNA DOMINANTER	Nucula Amphlura Terebellides Rhodine Echinocardium Ophiura	Corbula Goniada Pholoe Chaetozone	Phylodoce Pectinaria Myriochele	Capitella Tubificoides Scoloplos Heteromastus Polydora	Halicyptus Aricidea "Uglagen"	Ingen MAKROFAUNA Lagdeling af sediment
Rumohrs klassifikation	I	II	III	IV	V og VI	



"Stadium I" Det upåvirkede bundfaunasamfund.

Faunaen domineres af muslinger og pighude. Individantallet er relativt lavt. Den iltede zone i havbunden er dyb.

"Stadium II" Stigende tilførsel af organisk stof.

Der sker en stigning i antallet og biomassen af muslinger og i det totale individantal og biomasse. Pighudene forsvinder. Den iltede zone indsnævres.

"Stadium III" Regelmæssige iltsvind.

Muslingerne aftager i hyppighed, og børsteormene bliver dominerende. Den iltede zone i havbunden er meget smal.

"Stadium IV" Sæsonvis iltfrit.

Bunden er næsten uden makroskopisk liv. Kun meget hårdføre eller mobile arter findes. Sæsonvis rekolonisering af makrofauna.

"Stadium V" Langvarig iltfrit.

Bunden uden makroskopisk liv. Begyndende lagdeling af sedimentet.

"Stadium VI" Iltfrit i adskillige år.

Nedbrydningen af organisk stof er nærmest gået i stå. Tydelig lagdeling af sedimentet.

Fig. 7.20. Rumohr's klassifikationssystem i kombination med Pearson & Rosenberg's model (Pearson & Rosenberg, 1978).

Faunaen i det nordlige Lillebælt var i 1920'erne meget ensartet og stabil. De dominerende arter var da muslingerne *Abra alba* og *Macoma calcarea* og pighudene *Ophiura albida* og *Echinocardium cordatum*. Siden da har faunaen ændret sig markant. Blandt andet er pighudene gået tilbage i antal, og *E. cordatum* er ikke registreret i området siden slutningen af 1970'erne. På samme måde er børsteormen *Artacama proboscidea*, der var et karakteristisk element i de gamle prøver, ikke genfundet siden. Muslingerne er nu dominerende, primært i form af arterne *Corbula gibba* og *Mysella bidentata*,

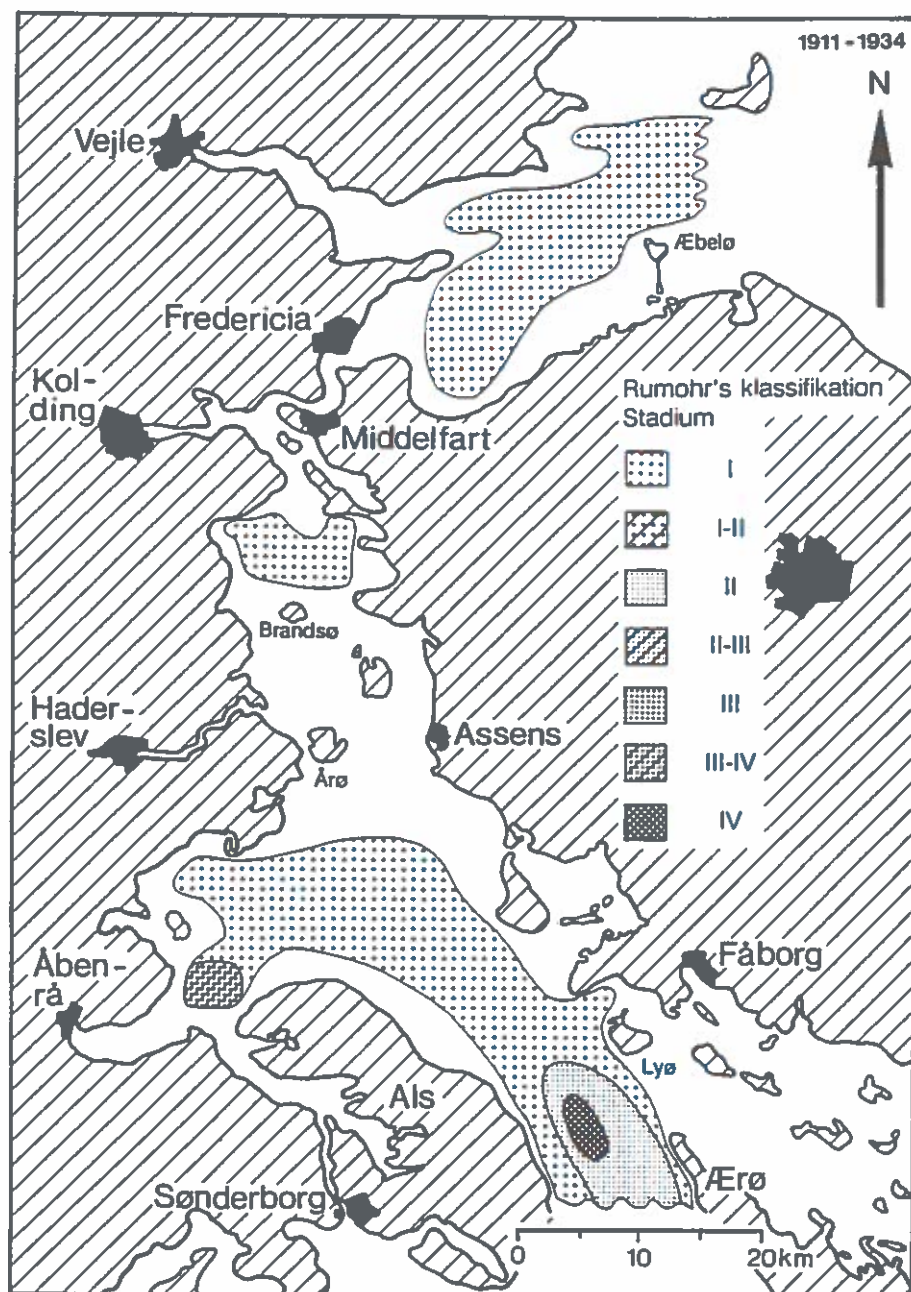


Fig. 7.21. Inddelingen af faunaen i stadier (eutrofieringsgrader) efter Rumohr's klassifikation i områder af Lillebælt i perioden 1911-1934.

medens *M. calcarea*, som regnes for at være iltvindsfølsom, er blevet mere sjælden end tidligere. Molboøsters, *Arctica islandica*, som er meget tolerant overfor lave iltkoncentrationer, er blevet hyppigere i området. Den biologiske struktur er ændret i retningen af en total dominans af suspensionædere, hvilket tolkes som et resultat af en øget eutrofiering. Faunaen vurderes at have ændret sig fra stadium I i 1920'erne til stadium II-III i nutiden.

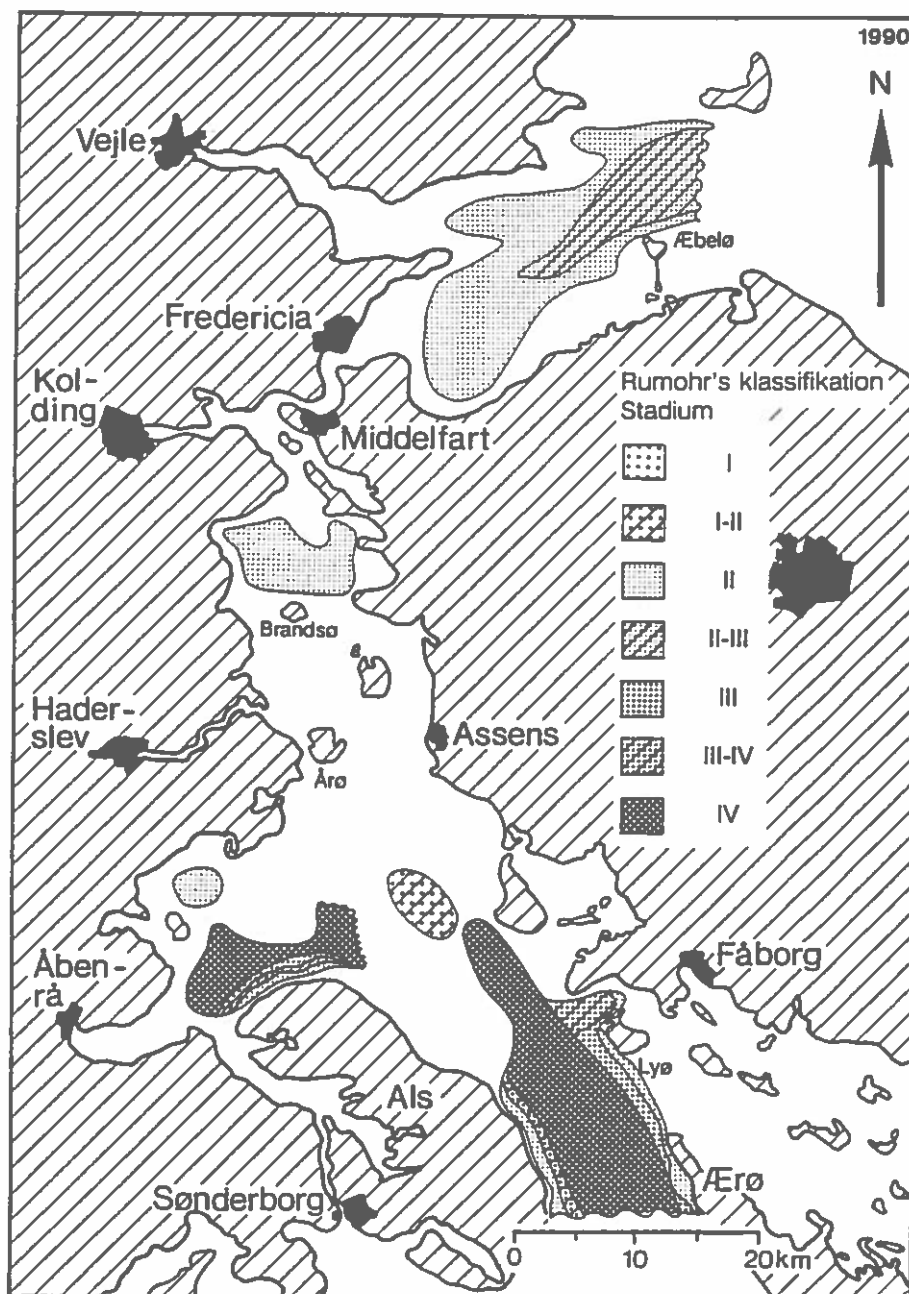


Fig. 7.22. Inddelingen af faunaen i stadier (eutrofieringsgrader) efter Rumohr's klassifikation i områder af Lillebælt 1990.

Bredningen

Bredningen er karakteriseret af meget heterogene bundforhold. I strømrenderne, hvor bunden består af sten og grus, domineres faunaen af muslingerne *Musculus dicors* og *Mytilus edulis*. På vanddybder indtil 5-10 m, hvor sedimentet overvejende består af sand, er faunaen præget af muslingerne *Macoma balthica* og *Mya*

arenaria samt af dyndsneglen *Hydrobia ulvae*. På større dybder, hvor sedimentet er mere slammet og finkornet, domineres faunaen af muslingerne *Corbula gibba*, *Abra alba*, *Arctica islandica* og *Mysella bidentata*. I forhold til de gamle undersøgelser er der sket en forøgelse i antallet af muslinger, især *C. gibba*. Faunaen i bredningen karakteriseres i dag som eutrofieringspåvirket, og befinder sig i stadium II.

Sydlig Lillebælt

Bundforholdene i det sydlige Lillebælt er, ligesom i bredningen, meget heterogene. På det lave vand findes der ålegræsbevoksninger, og algevegetationen kan strække sig ud til ca. 20 m dybde. Epifaunaen er i disse områder alsidig, og på lavere dybder domineres faunaen af *Mytilus edulis* og *Musculus discors*, og i vegetationen af arter af tangsnegle (*Rissoa spp.*). På større dybder er epifaunaen karakteriseret af et stort antal søanemoner, svampe og søpunge. Man kan her endvidere finde samfund med hestemuslingen, *Modiolus modiolus*. Blødbundsfaunaen på dybder indtil ca. 15 m er domineret af muslingerne *Macoma balthica* og *Cerastoderma edule*. På dybder indtil 20 m er det muslingerne *Abra alba*, *Corbula gibba* og *Mysella bidentata* som er talrige. På de større dybder er faunaen generelt arts- og individfattig med dominans af iltsvindstolerante arter som f.eks. *Tubificoides benedini*. I de dybeste områder er faunaen meget arts- og individfattig, og der forekommer kun få hårdføre arter af børsteorme og pølseorme. Faunaen er i disse områder ofte udryddet om efteråret som følge af langvarige iltsvind. Faunaen på dybder større end 30 m var også i starten af dette århundrede meget arts- og individfattig, men i nutiden er faunaen på dybder større end 20 m forarmet, og alvorlige iltsvind er en tilbagevendende begivenhed. De områder, som befinder sig i stadie III-IV, har med andre ord fået en meget større udbredelse end det var tilfældet i 1920'erne.

Ændringerne i bundfaunaens status i de enkelte områder fremgår af figur 7.21 & 7.22.

Overvågningsdata fra stationerne, som monitoreres i nutiden, synes ikke at udvise nogen tendens i retning af en forbedring af forholdene, og faunaens øjeblikkelige tilstand på de enkelte stationer synes primært at være forårsaget af meteorologiske hændelser.

Farvandet omkring Fyn

Fra farvandet omkring Fyn findes der en række lange tidsserier af bundfaunadata baseret på en ensartet prøvetagningsmetodik. Stationerne, der er placeret således, at de dækker de væsentlige sedimentationsbassiner i de fynske farvande, monitoreres 2 gange årligt. Udover disse stationer er der udført årlige undersøgelser i to områder, der betegnes som iltsvindsområder.

Båring Vig

En station i Båring Vig, som er monitoreret siden 1977, synes ikke at vise nogen tendens med hensyn til arts- og individantal. Biomassen, som kun er målt siden 1987, synes at være steget i 1991 og 1992. Faunaen er domineret af muslingerne *Corbula gibba*, *Abra alba*, *Mysella bidentata* og *Arctica islandica*. Stationen ligger på en dybde af 12 m, hvor der sjældent optræder iltsvind i nutiden, hvilket formentlig har forårsaget en stigende forekomst af *Ophiura albida* og *Terebellides stroemi*, som er iltsvindsfølsomme arter.

Lyø Krog

Stationen i Lyø Krog beliggende på 23 m vand er præget af store udsving i individantallet. Individantallet er generelt lavere i nutiden i forhold til starten af 1980'erne, og der er sket et skift i faunaens sammensætning. Således var krebsdyrene dominerende indtil 1984. Det var primært *Diastylis rathkei* og *Pontoporeia femorata*, som var dominerende. Børsteormene i form af *Capitella capitata* og varierende tætheder af arterne *Pectinaria koreni*, *Scoloplos armiger* og *Trochochaeta multisetosa* er siden da blevet dominerende. Mere iltsvindsfølsomme arter som *Ophiura albida* og *Terebellides stroemi* forekommer ikke. Biomassen, som er målt siden 1987, synes at være stigende i 1990-91, fulgt af det hidtid laveste niveau i 1992. Området er ofte ramt af iltsvind med iltindhold på under 2 mg/l i længere perioder.

Ringsgårdbassinet

En station i Ringsgårdbassinet beliggende på 16 m vand er præget af store udsving i individantallet. Faunasammensætningen er ændret fra en dominans af muslingerne *Corbula gibba*, *Macoma balthica* og *Abra alba*, samt flere arter af polychaeter, til en total dominans af *Hydrobia ulvae*. Artsantallet synes at være aftagende i perioden. Ligesom i Lyø Krog forekommer *Ophiura albida* og *Terebellides stroemi* ikke i Ringsgårdbassinet. Faunaen synes at være påvirket af de dårlige iltforhold, og i 1985 fandtes overhovedet ingen makrofauna.

Langelandssund

Faunaen i Langelandssund bliver overvåget på et par stationerne på henholdsvis 11 og 20 m's dybde. På stationen på 11 m vand er faunaen domineret af muslingerne *Corbula gibba* og *Abra alba*. Den meget høje individtæthed i 1981 skyldes en lang række arter. Der synes ikke at være nogen generel tendens med hensyn til arts- og individantal igennem tiden. Biomassen, som er målt siden 1987, er domineret af muslinger og børsteorme, og synes at være stigende. Stationen vurderes på grund af stor eller tiltagende hyppighed af eutrofieringstolerante arter som *C. gibba*, *Hydrobia ulvae* og *Nephtys hombergii* som påvirket af eutrofiering. Faunaen på den dybereliggende station er præget af en lignende fauna, men individantallet og biomassen synes at være lavere. De lave arts-, individ- og biomassetal i 1989 er formentlig et resultat af et iltsvind, medens der i de andre år ikke synes at være nogen reduktion som følge af iltsvind.

Dalby Bugt

I Dalby Bugt ud for munden af Odense Fjord på 12 m vand er faunaen domineret af muslingerne *Abra alba* og *Corbula gibba*. Der synes ikke at være nogen generel tendens i arts-, individ-, eller biomassetallene igennem tiden, dog synes artsantallet at være lavt i de første år, hvor der er prøvetaget (1978 og 1984). Faunaen vurderes at være præget af eutrofiering, men forekomsten af *Macoma calcarea*, *Ophiura albida* og *Abra alba* tolkes som en indikation på, at der ikke eller sjældent forekommer iltsvind i området, hvilket er i overensstemmelse med målinger af iltkoncentrationerne.

Nord for Fyn

En station på 26 m's dybde i farvandet nord for Fyn har kun været overvåget i 3 år, og en tidlig vurdering kan derfor ikke foretages. Faunaen domineres af *Abra spp.* og *Corbula gibba*. Forekomst af arterne *Ophiura albida* og *Terebellides stroemi* tyder ikke på dårlige iltforhold.

Lange tidsserier eksisterer, med en enkelt undtagelse, ikke fra dette farvand, hvilket vanskeliggør en fortolkning af udviklingen i faunaens tilstand. En tidsserie fra en station ved Ven viser en reduktion i biomassen indtil 1985-86 fulgt af en stigning, som har bevirket, at biomassen af faunaen i 1991 ikke er væsentlig forskellig fra starten af 80'erne (Fig. 7.23). Faunaen monitoreres på en række

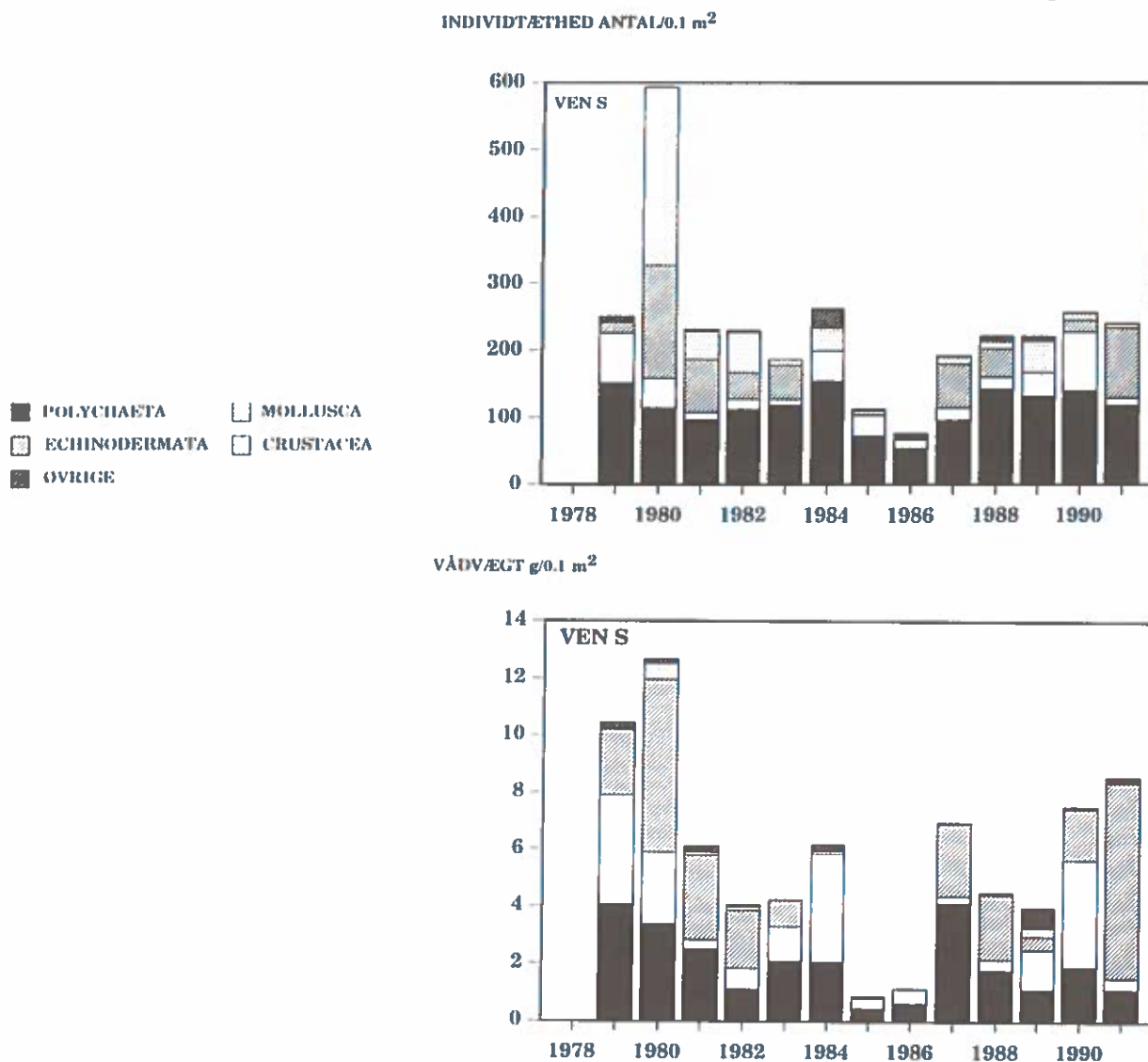


Fig. 7.23. Individttæthed (antal/0.1 m²) og biomasse (g vådvægt/0.1 m²) fordelt på taxonomiske grupper på stationen Ven S i perioden 1979-1992.

andre stationer, men ingen af disse er monitoreret i mere end 4 år. Disse stationer udviser store variationer med hensyn til individtæthed og biomasse fra år til år, hvilket måske kan forklares med, at forekomsten af iltsvind er meget variabel. Mange arter i dette område lever endvidere på grænsen af deres tolerance overfor lave og svingende salinitetsforhold, hvilket ligeledes kan forklare de observerede svingninger i individtæthed og biomasse. Det kan endvidere bemærkes, at faunasammensætningen er præget af arter, som er karakteristiske for en høj belastning, hvilket specielt kendetegner området ud for Københavns Havn.

Køge Bugt

Faunaen i Køge Bugt består i hovedsagen af et *Macoma*-samfund, som naturligt er artsfattig på grund af det brakke Østersøvand. Faunaen har været undersøgt allerede i 1977, men årlige prøvetag-

ninger er først foretaget fra 1988 og frem. Individantallet på station 1727 synes ikke at have undergået nogen markant ændring i perioden. Biomassen synes at være reduceret i perioden 1990-92. Faunaen er domineret af *Hydrobia ulvae* og flere arter af muslinger. En meget markant tilbagegang for krebsdyrene er bemærkelsesværdig. Krebsdyr er en gruppe, som ofte er blandt de første som reduceres, når dårlige iltforhold og/eller anden forurening sætter ind. Dårlige iltforhold er konkret konstateret i juli 1991, hvor der på en station blev observeret "liglagen" (svovlbakterier) og rådne fedtmøg på bunden. Det er bemærkelsesværdigt, at dette iltsvind ikke kunne konstateres i form af lave iltværdier i den ovenliggende vandmasse.

Isefjord

Fra Isefjorden findes tidsserier af 4-5 års varighed fra 4 stationer. Det er ikke muligt at registrere nogen generel tendens i faunaen i denne periode. Der er dog et markant fald i individtæthed og biomasse på stort set alle stationer i 1991, hvilket kan forklares med forekomsten af et kraftigt iltsvind i efteråret 1990. Et tilsvarende iltsvind er observeret i efteråret 1992, som givetvis vil føre til endnu en reduktion i faunaen i prøverne fra 1993.

Roskilde Fjord

Faunaen i Roskilde Fjord, som i enkelte tilfælde er fulgt siden 1986, udviser store variationer i individantal. Faunaen er væsentligt mindre artsrig end i Isefjorden, hvilket givetvis er en del af forklaringen på den store variation i det samlede individantal. Et fald i individantallet på den inderste station i fjorden er således udelukkende forårsaget af en tilbagegang for *Hydrobia ulvae*. Det bør bemærkes, at iltsvind i både Isefjord og Roskilde Fjord ofte sker i forbindelse med isdække, hvilket komplicerer fortolkningen af bundfaunadata fra sådanne områder.

Farvandene i Storstrøms Amt

Faunaen i Storstrøms Amts farvande er monitoreret på en række stationer siden 1987. Faunaens sammensætning og individantal er præget af relativt store svingninger, som vanskeligt lader sig relatere til enkelte parametre. Mange af de arter, som lever i området, lever tæt på deres tolerancegrænse hvad angår salinitet, hvilket kan være medvirkende til de store variationer i faunaens sammensætning, og kan endvidere tilsløre eventuelle ændringer forårsaget af eutrofiering. En faktoranalyse på amtets data i Fehmern Bælt og Smålandsfarvandet har vist en fremgang for arter, som tilhører *Abra*-samfundet, og en tilbagegang for *Macoma*-samfundets arter. Årsagen til disse ændringer er ikke åbenbar, men det kan ikke udelukkes, at naturlige variationer i form af varierende tidspunkt for f.eks. larvededslag og larvesetlingssucces er af betydning.

Nordsøen

7.3.2 De åbne farvande

En undersøgelse af faunaen på Dogger Banke i 1980'erne sammenholdt med undersøgelser fra 1950'erne viser, at biomasse siden da er forøget med en faktor 2.5 til 8 (Kröncke, 1990,1992). Antallet af arter er ligeledes mere end fordoblet. En øgning af arter, som betegnes som opportuniste, har fundet sted, medens arter af muslinger, som lever længe, er gået tilbage. Ingen signifikante ændringer i de klimatiske forhold synes at have fundet sted i denne

periode. Den mest sandsynlige forklaring på de beskrevne forandringer i bundfaunaens sammensætning er en øget eutrofiering, hvilket dog ikke er dokumenteret i området i form af stigende næringssaltkoncentrationer eller fytoplanktonbiomasse. Primærproduktionen synes dog at være høj i området (Nielsen et al., 1993).

En stigning i biomassen har tilsyneladende ligeledes fundet sted i Tyske Bugt (Rachor, 1990; Kröncke & Rachor, 1992), omend denne stigning ikke har været så stor som på Dogger Banke. Der er også her observeret et skift fra længerelevende arter hen imod arter, som har en kortere livscyklus, og som lever nær sedimentoverfladen. I Tyske Bugt er der dokumenteret en stigning i nitratkoncentrationen med en faktor på 4-5 siden starten af 1960'erne (Radach & Bohle-Carbonell, 1990). Fosfatkoncentrationen er ligeledes steget indtil starten af 1980'erne, hvorefter koncentrationen er faldet. En stigende fytoplanktonbiomasse er ligeledes konstateret (Berg & Radach, 1985).

Data fra en af DMU's monitoringsstationer i Nordsøen, som er sammenfaldende med en station, som tidligere er monitoreret fra tysk side, antyder, at individtætheden af slangestjernen, *Amphiura filiformis* er fordoblet siden 1983-86 og nu er på samme niveau, som tæthederne på grænsen mellem Skagerrak og Kattegat. En undersøgelse på en række stationer i Nordsøen synes ligeledes at antyde, at individtætheden af *A. filiformis* er øget på de lavere dybder, medens der på større dybder ikke har fundet en ændring sted (Duineveld et al., 1987).

Bundfaunaen i Tyske Bugt og udfor den danske Vesterhavskyst var påvirket af iltsvind i perioden 1981-83 (Niermann et al., 1990). Specielt i 1983 var iltniveauet meget lavt, og nåede ned under 1 mg/l, hvilket førte til en 30-50 % reduktion i artsantallet. En kraftig rekruttering fandt sted allerede i 1984, og i 1986 synes faunaen igen at være reetableret.

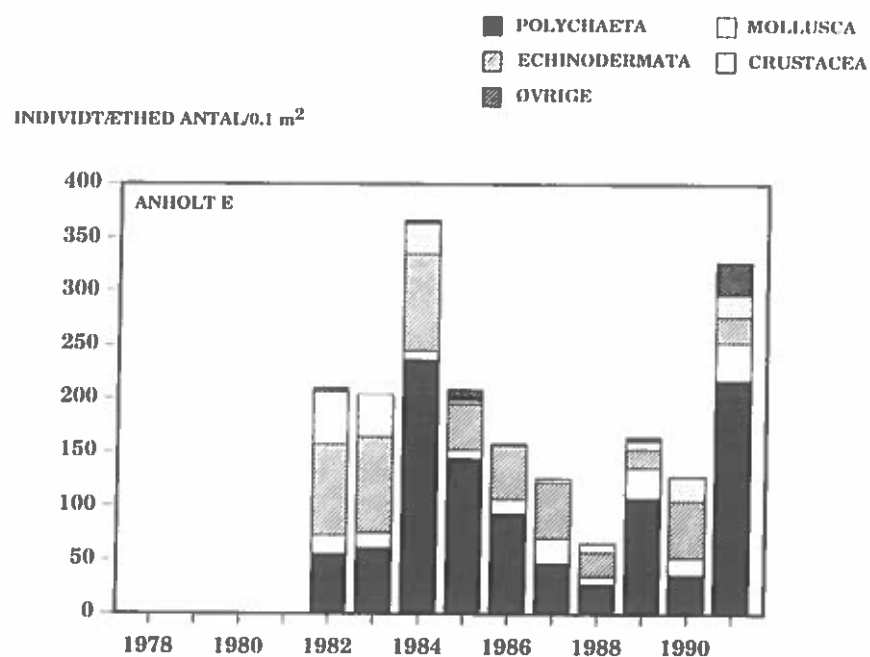
Skagerrak

Den generelle udvikling i Skagerrak er en øget biomasse, og i mindre grad en øget individtæthed, på en række stationer monitoreret fra svensk side (Josefson, 1990). En stor del af denne øgning er forårsaget af en øget individtæthed af *Amphiura filiformis*. Tætheden er på enkelte stationer øget fra få hundrede pr m² i starten af 1970'erne til omkring 5000 pr m² i nutiden. Undersøgelser i dette område synes at vise, at den øgede biomasse er ledsaget af en øget vækst og produktion af arten (Josefson & Jensen, 1992). Det antydes endvidere, at der måske er en sammenhæng mellem vandafstrømningen i det enkelte år og væksten af *A. filiformis* samme år.

En analyse af data fra stationer i Skagerrak og Kattegat i 1970'erne og -80'erne viser en meget god korrelation mellem afstrømningen fra land og biomassen af bundfaunaen med en forsinkelse på 1 eller 2 år (Josefson et al., in press). En lignende sammenhæng mellem afstrømning og individtæthed findes på et flertal af stationerne.

Ligesom i Nordsøen (Kröncke, 1990; 1992) tolkes den øgende biomasse som et resultat af en øget organisk belastning. Det er i den

forbindelse bemærkelsesværdigt, at forandringerne i samfundsstrukturen på stationer i Skagerrak, registreret ved MDS-analyser, er



VÅDVÆGT g/0.1 m²

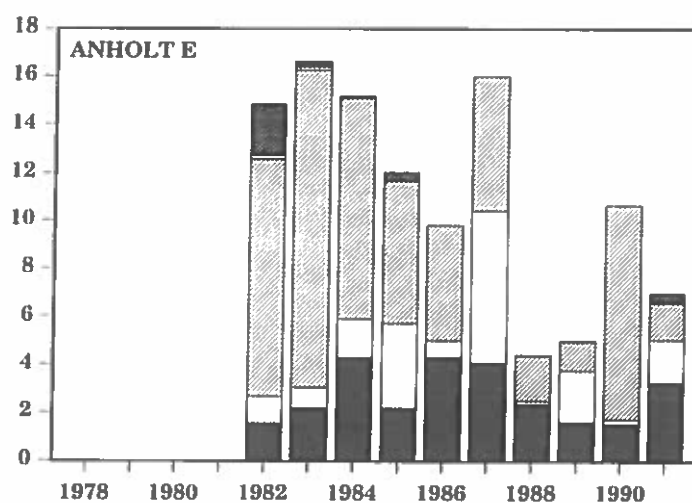


Fig. 7.24. Individthed (antal/0.1 m²) og biomasse (g vådvægt/0.1 m²) fordelt på taxonomiske grupper på stationen Anholt E i perioden 1982-1992.

sammenfaldende med lignende forandringer på en station på 55 m vand i Nordsøen udfor Northumberland (Austen *et al.*, 1991). Det skifte i faunasammensætningen, som sker i Skagerrak, kan på tilsvarende måde registreres i pelagialet i form af en ændret sammensætning i plankton, hvilket ikke var tilfældet på stationen i Nordsøen. De observerede samvariationer i bundfaunaen kan antyde stor-skala klimatiske skift, og der peges på en afstrømningsrelateret øgning i eutrofieringsniveauet, som den mest oplagte forklaring.

I lighed med udviklingen i Skagerrak har man i det nordlige Kattegat observeret en øgende biomasse i perioden 1972-1988 (Josefson, 1990; Andersin *et al.*, 1990). Udviklingen i faunaens individtæthed og biomasse fordelt på hovedgrupper på en dansk monitoringsstation i det sydlige Kattegat med en længere tidsserie fremgår af figur 7.24. På stationen Anholt E synes biomassen at være i tilbagegang fra 1983 og frem til 1988, omend denne tilbagegang ikke er signifikant (Andersin *et al.*, 1990) p.g.a. stor variation. Der var dog en signifikant tilbagegang for grupperne *Crustacea* og *Amphiura spp.* Individtætheden synes ligeledes at være gået tilbage i samme periode, men denne tilbagegang er heller ikke signifikant. En signifikant tilbagegang for *Crustacea* kunne dog registreres. En MDS-ordination på data for individtætheder viste, at faunaens sammensætning i 1989 var væsentlig forskellig fra alle andre år (Fig. 7.25), hvilket formentlig er forårsaget af iltsvindet i efteråret 1988. Siden 1988-89 synes både biomasse og i højere grad individtætheden at være forøget igen.

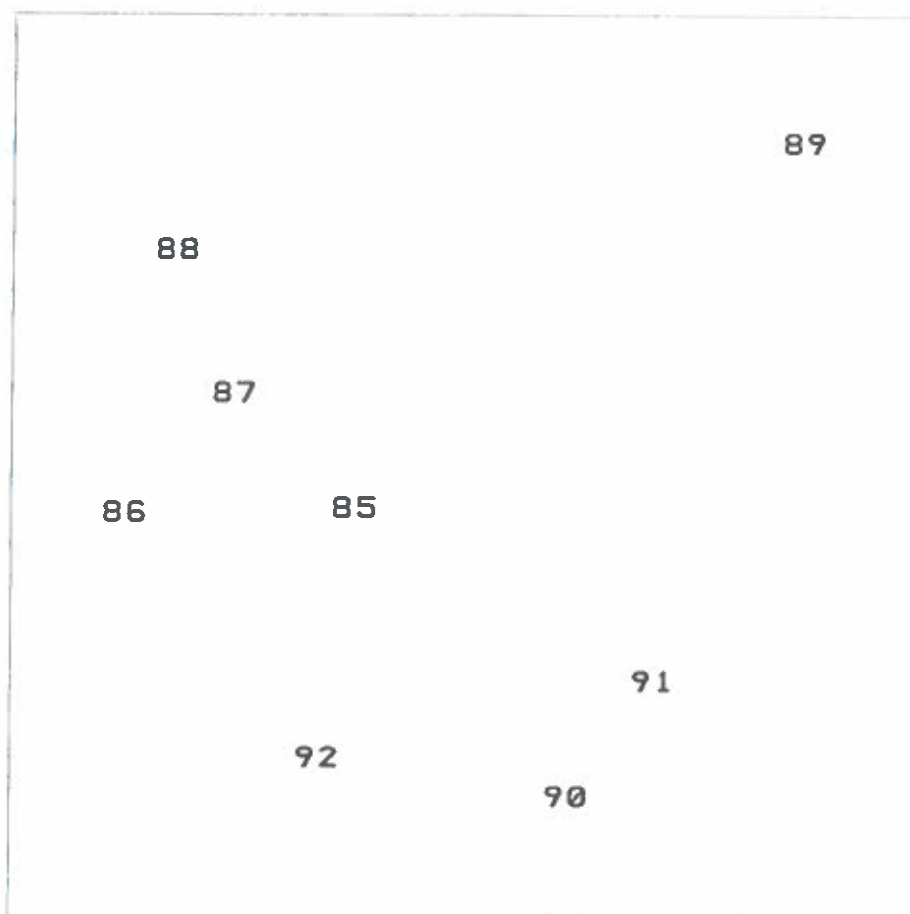


Fig. 7.25. MDS-plot af en ordination af artsdata fra station Anholt E som er 4. rod transformerede.

Forløbet af biomasse og individtæthed gennem tiden kan tilsyneladende ikke direkte relateres til iltkoncentrationen på stationen, idet koncentrationer, der ud fra laboratorie forsøg kan forventes at give effekter (Rosenberg *et al.*, 1991; Larsen & Petersen, 1991), først indtræder i 1988. Det skal dog fremhæves, at de iltkoncentrationer, man måler 0.5 til 1 m over bunden, næppe er repræsentative for de forhold, dyrene oplever i og lige over bunden.

Data fra andre danske stationer i Kattegatsområdet omfatter ikke længere tidsserier, og en vurdering af faunaens udvikling kan derfor ikke foretages, men det kan nævnes, at biomassen på stationerne i det sydlige Kattegat generelt er lavere end i det nordlige Kattegat. Biomassen af den totale fauna samt produktionen af *A. filiformis* opnår tilsyneladende et maksimum ved strømfronten mellem Skagerrak og Kattegat (Jensen & Josefson, subm.; Josefson og Jensen, subm.)

Data fra en enkelt station i det sydlige Kattegat er naturligvis et spinkelt grundlag for en vurdering af den generelle tendens i området. Et genbesøg på Petersens gamle stationer (Petersen, 1913) blev derfor foretaget i efteråret 1989 med henblik på at vurdere eventuelle effekter af det kraftige iltsvind i efteråret 1988 (Josefson & Jensen, 1992a). Den totale biomasse viste en generel tilbagegang på de 9 stationer i forhold til 1984 (Pearson *et al.*, 1985), og den største reduktion (70-80 %) fandt sted på de stationer, som ligger i et område, som i efteråret 1988 havde iltkoncentrationer under 1,4 mg/l. Den gennemsnitlige individuelle vægt af den totale fauna og af *Amphiura filiformis* faldt ligeledes signifikant fra 1984 til 1989, hvilket antyder, at det drejer sig om nyligt rekrutterede individer. Analyser af biomasse og individtæthedskurver (ABC-kurver), indikerede ligeledes, at samfundet var forstyrret. Faunaen i det sydlige Kattegat synes således at være påvirket af det alvorlige iltsvind i 1988. Tre af disse stationer, som monitoreres af Skov- og Naturstyrelsen, udviste i 1991 en forøget biomasse, hvilket indikerer en reetablering efter det store iltsvind i 1988.

En undersøgelse af jomfruhummer, *Nephtrops norvegicus*, i det sydlige Kattegat viste en faldende fangst i perioden september 1984 til september 1989 (Fig. 7.26), hvor fangsten faldt fra 10.8 kg/time

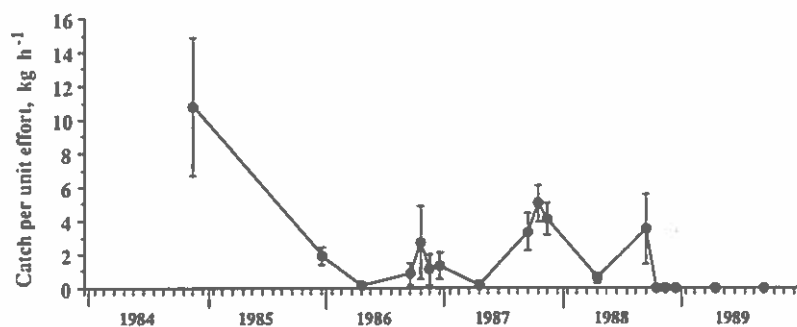


Fig. 7.26. Fangsten af Jomfruhummer, *Nephtrops norvegicus*, målt som fangst pr. time \pm S.D. i perioden 1984-1989. Hvert estimat er baseret på 8-12 fangster, på nær i august 1986 og august 1987, hvor henholdsvis 5 og 3 fangster var udført. (Fra Baden *et al.*, 1990).

til nul (Baden *et al.*, 1990). Samme undersøgelse viste, at hæmocyanin-koncentrationen i blodet steg ved moderate iltkoncentrationer (20-40 % mætning), medens koncentrationen faldt ved meget lave iltkoncentrationer på 10 til 20 % mætning. Ved 15 % mætning ophører jomfruhummeren med at tage føde til sig, og overlevelsen ved henholdsvis 15 og 10 % mætning var 4 uger og 2-4 dage.

Undersøgelsens forfattere foreslår, at man anvender hæmocyaninkoncentrationen i jomfruummerens blod som en relevant "biomarkør".

Gennem de seneste 10-15 år har faunaen i Arkonahavet været meget forarmet, og er nu på et meget lavt niveau hvad angår biomasse og individtæthed (Fig. 7.27). Det bemærkes, at i 1989 var der ingen makrofauna på denne station. Årsagen til denne faunadød er formentlig det kraftige iltsvind i efteråret 1988, hvor koncentrationen nåede ned på 0.5 mg/l. I september 1992 var iltkoncentrationen den hidtid laveste (0.3 mg/l), hvilket givetvis igen vil resultere i en uddøen af faunaen i området. På en station i Fehmern Bælt var iltkoncentrationen på samme tidspunkt nede på nul. En prøvetagning af faunaen på denne station i foråret 1993 viste da også kun en sparsom tæthed af juvenile *Capitella capitata*, som formentlig er rekrutteret siden dette iltsvind.

Den tilbagegang i individtæthed og biomasse, som er registreret på DMU's station i Arkonabassinet, er sammenfaldende med situationen på en række stationer, som er monitoreret fra tysk side (Andersin et al., 1990). De kystnære dele af farvandsområdet såsom Hjelm Bugt er præget af en lignende forarmet fauna.

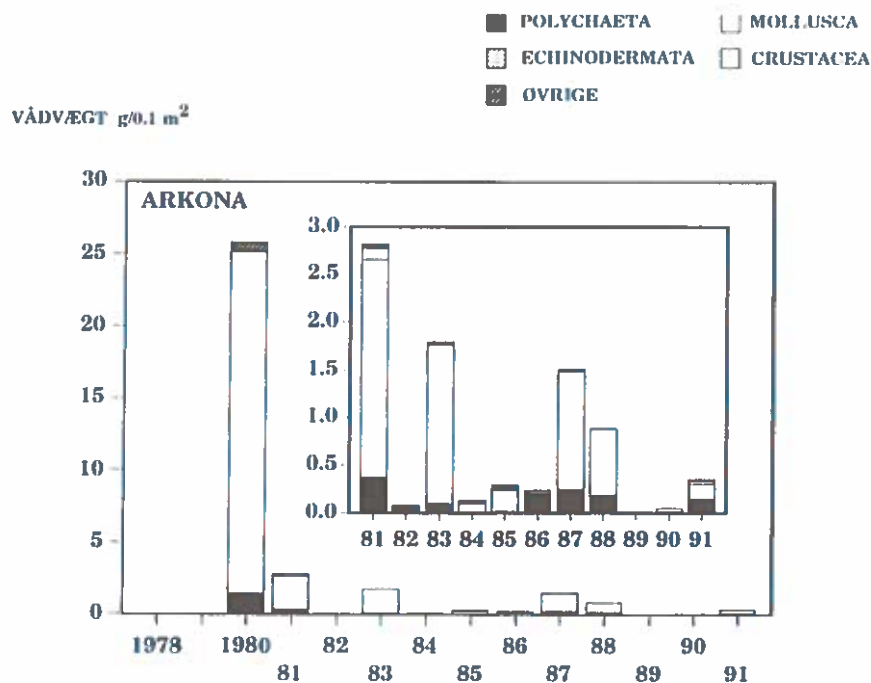


Fig. 7.27. Biomassen (g vådvægt/0.1 m²) fordelt på taxonomiske grupper på stationen Arkona i perioden 1980-1992. Den indsatte figur udgør en forstørrelse for perioden 1981-1992.

7.4 Konklusion

Metodernes anvendelighed

Generelt synes MDS-analyserne at give den bedste opdeling i områder ved den spatiale analyse. PCA- og CA-analyserne forudsætter henholdsvis linenære og unimodale responskurver for arterne med hensyn til miljøparametrene, hvilket sjældent kan forventes at være opfyldt. MDS-analysen er som omtalt non-parametrisk, hvilket umiddelbart gør det mere betryggende af fortolke data ud fra denne analyse. En yderligere fordel ved MDS-analysen er, at der er tilknyttet en test til grupperingen af data, hvilket ikke er tilfældet ved nogen af de andre analyser.

Spatial analyse

Den spatiale analyse viste med stor tydelighed, at faunaen i de enkelte undersøgte områder var signifikant forskellig fra stort set alle andre områder. Selv om det taxonomiske niveau blev reduceret til slægt, blev stort set samme gruppering opretholdt, hvilket for det første viser, at den foreliggende gruppering ikke er et resultat af usikkerhed med hensyn til bestemmelsen. Endvidere antyder denne markante opdeling i faunaen indenfor det relativt begrænsede område, hvor omfattende et eventuelt klassifikationsystem, som skal dække de nuværende belastningsforhold, vil blive, hvis det med rimelighed skal dække blot de danske farvandsområder. Det er således ikke muligt at udpege nogle få karakteristiske indikatorarter, som dækker store geografiske områder.

Betydning for overvågnings- programmet

Den markante opdeling i forholdsvis homogene grupper indenfor hvilke, der ofte eksisterer en høj grad af lighed, viser, at antallet af stationer kan reduceres i de tilfælde, hvor formålet med monitoreringen er at påvise effekten af en diffus kilde.

Ressourcerne som frigives ved en reduktion i antallet af stationer vil med fordel kunne anvendes til at foretage mere intensive prøvetagninger på enkelte stationer samt til at foretage målinger af vækst hos dominerende arter, idet sådanne oplysninger kan forbedre fortolkningsgrundlaget for den traditionelle monitoring.

Analyser af data reduceret til slægtsniveau antyder, at det kan være tilstrækkeligt at bestemme faunaen til slægt. Det bør dog undersøges nærmere, i hvilket omfang denne observation er af generel karakter. Det foreslås, at man overvejer af indføre en stratificeret monitoring som omfatter en række stationer, hvor man bestemmer faunaen til højeste niveau, samt en anden række af stationer, hvor niveauet i bestemmelse er reduceret. Stationerne som bestemmes detaljeret sker af hensyn til at bestemme effekten på arter, som endnu ikke er anerkendt som indikatorarter, samt af hensyn til at bestemme en potentiel effekt af miljøfremmede stoffer. De andre stationer monitoreres med henblik på at detektere effekten af et generelt eutrofieringsniveau. Alternativt kan man indsamle prøver, som ikke udsorteres før en given potentiel miljøpåvirkning dukker op og nødvendiggør et "tilbageblik" med hensyn til bestemte arter.

Tidsserier

Meget få tidsserier af en tilstrækkelig længde med hensyn til både bundfaunadata og andre miljødata findes i det undersøgte materiale, til at en statistisk analyse kan foretages. Kun enkelte af disse tidsserier viser en signifikant ændring i faunaens sammensætning. De observerede variationer i faunadata kan ikke henføres til enkelte parametre eller kombinationer af parametre som generelt kan forklare variationerne på en række stationer. Årsagen til denne manglende sammenhæng kan meget vel være, at belastningen med næringssalte ikke har ændret sig væsentligt igennem det sidste årti.

Generel tilstand i de danske farvande

Som tidligere omtalt er det vanskeligt at vurdere eventuelle skift i bundfaunaens tilstand ud fra det seneste års monitoringsdata, idet den tilfældige og naturlige variation ofte er stor, ikke mindst i de lavvandede områder, hvor de meteorologiske hændelser slår kraftigere igennem end på dybere vand. Der er endvidere en stor variation i graden og varigheden af de regionale iltsvind. Generelt er denne variation bestemt af belastningen med næringssalte fra land, men de hydrografiske forhold er af afgørende betydning for, hvor kraftig resultatet af denne belastning slår igennem.

Det bedste fortolkningsgrundlag er derfor en længere tidsserie med mindst en årlig prøvetagning indenfor samme sæson i områder, hvor den rumlige heterogenitet er begrænset.

I en række områder har man op igennem 80erne observeret en stigende biomasse, hvilket er blevet tolket som et resultat af en øget eutrofiering af disse områder. En markant stigende biomasse er således blevet observeret i Nordsøen, Vadehavet, Skagerrak og det nordlige Kattegat. Denne udvikling synes måske at være standset i Vadehavet, hvilket kan være forårsaget af en mindsket afstrømning i disse år, men det kan ikke udelukkes, at frekvensen af isvintre samt de seneste års manglende larvenedslag af muslinger er en medvirkende årsag til udviklingen i biomassen her igennem det sidste årti. En reduktion af faunaen som følge af iltsvind er observeret i områder af Nordsøen i starten af 80erne.

I det sydlige Kattegat og i de åbne dele af Østersøen synes der at have været en tilbagegang i faunaen igennem 80erne. Denne udvikling er mest markant i Østersøen, hvor der i enkelte år har været en total uddøen af faunaen. I det sydlige Kattegat er der tegn på, at denne tilbagegang er vendt til en reetablering af faunaen, som formentlig kan relateres til at perioderne med lave iltkoncentrationer har været af korte varighed i de seneste år.

I de kystnære områder viser faunaen ingen generel forandring igennem det sidste årti, men må i mange områder karakteriseres som forarmet i forhold til en naturlig basistilstand. Denne fortolkning støttes af sammenligninger med tilstanden i starten af dette århundrede, som er foretaget i Lillebælt, hvor et markant skift i artssammensætning har fundet sted.

I enkelte områder som f.eks. Århus Bugt er der observeret lokale forbedringer som følge af reduktion i den organiske belastning fra punktkilder. I andre tilfælde kan lokale forbedringer relateres til en

mindsket afstrømning i de seneste år, og dermed forbedrede ilforhold.

Der er i 90erne observeret relativt lave iltkoncentrationer i en del områder til trods for at afstrømningen i disse år ligger under middel for 1980erne. I Arkonahavet og i Fehmern Bælt observerede man således de hidtid laveste iltkoncentrationer i efteråret 1992. En kumulativ effekt af de seneste årtiers belastning med næringssalte synes med andre ord at være tilstede.

Sammenfattende må man konkludere, at der generelt ikke er nogen tegn på en forbedring i bundfaunaens tilstand siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen. En sådan forbedring var da heller ikke at forvente, idet en reduktion i belastningen med kvælstof fra land ikke har fundet sted. De lokale forbedringer, som synes at have fundet sted i flere områder i de seneste år, må formodes at være et resultat af en mindre afstrømning i disse år, og i enkelte områder er de et resultat af en reduktion i den organiske belastning fra punktkilder.

De seneste års relativt lave iltkoncentrationer på trods af en middel eller lav afstrømning giver anledning til at frygte, at en eventuel stor afstrømning i fremtiden vil have mere vidtgående effekter, end det var tilfældet i 1988, hvor den sidste store afstrømning fandt sted.

8 Bundvegetation

8.1 Indledning

Sammensætningen og udbredelsen af den marine bundvegetation kan anvendes ved en vurdering af vandkvaliteten i de kystnære områder gennem en længere periode. F.eks. kan en høj belastning med næringssalte stimulere de hurtigtvoksende, kortlivede alger, mens en reduceret næringssaltbelastning vil favorisere de mere stabile samfund af flerårige arter (Borum *et al.*, 1990). Ligeledes er vegetationens dybdeudbredelse i høj grad styret af lysforholdene i vandsøjlen. Amternes og Skov- og Naturstyrelsens regelmæssige tilsyn med bundvegetationen kan derfor afsløre udviklingstendenser for vandmiljøet.

I overvågningsrapporten fra 1992 (Ærtebjerg *et al.*, 1992) blev der forelagt en status for den marine bundvegetation i hele landet på baggrund af undersøgelser foretaget til og med 1991. Forandringer i vegetationsforholdene fra århundredskiftet og frem til 1991 blev endvidere gennemgået. Ved dette års rapportering fokuseres der derfor især på de ændringer, der er sket i vegetationsforholdene fra 1991 til 1992.

8.2 Udviklingstendenser for ålegræs i 1992

8.2.1 Dybdeudbredelse

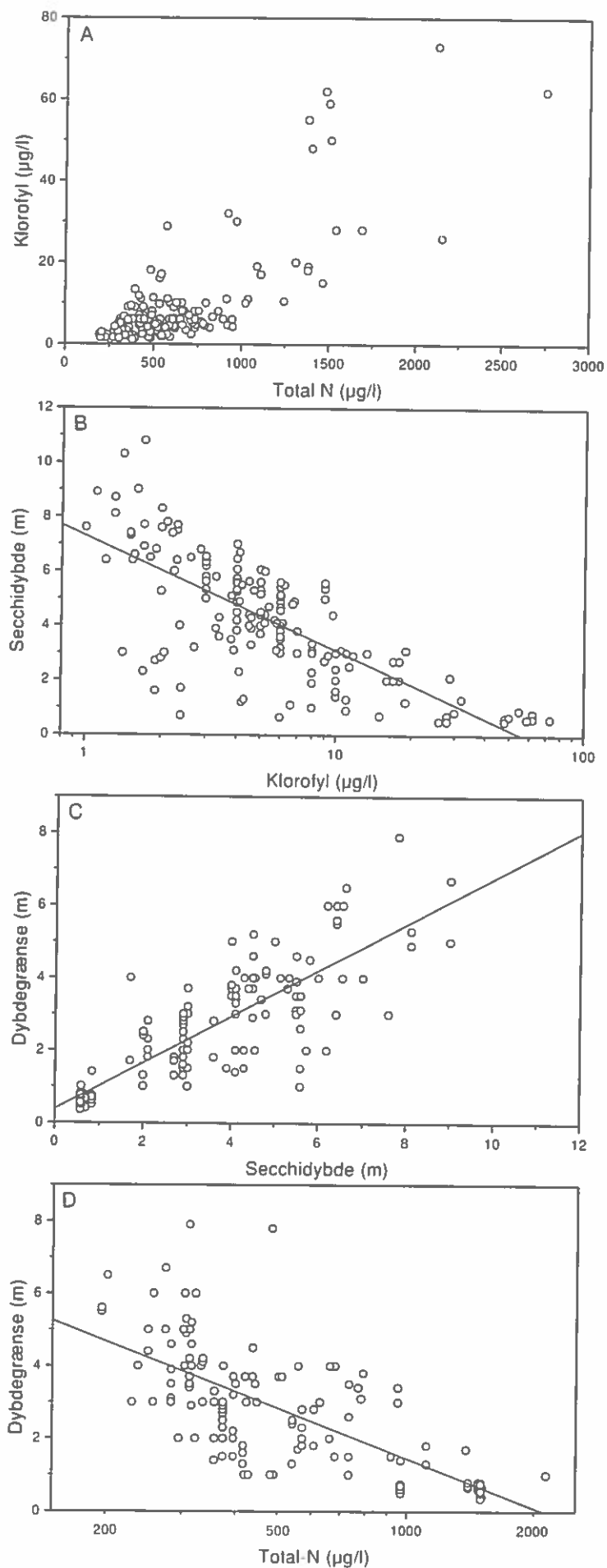
Dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse er bestemt af substratforhold, lysforhold og fysiske påvirkninger som strøm, sedimenttransport o.lign. I områder med egnede substratforhold til vækst af ålegræs er det vist, at ålegræssets dybdegrænse er lineært korreleret til lyssvækkelsen i vandsøjlen (Nielsen *et al.* 1989; Duarte 1991; Sand-Jensen *et al.*, i trykken). Lyssvækkelsen i vandsøjlen skyldes især fytoplankton og suspenderet stof. Fytoplanktonmængden øges med en øget belastning, og ålegræssets dybdeudbredelse viser derfor ofte en kobling med kystvandenes næringssaltbelastning (Nielsen *et al.*, 1989; Sand-Jensen *et al.*, i trykken).

Tværgående analyser

Sammenhængen mellem blomsterplanternes dybdeudbredelse og vandkvaliteten i 1992 er illustreret ved hjælp af en tværgående analyse af amtskommunernes data. Der er anvendt vegetationsdata dels fra enkelt-transekter og dels fra delområder, som sammenfatter flere transekter (jvf. indberetningsskemaer for marin bundvegetation). Transekter, hvor blomsterplanternes dybdegrænse er bestemt af substratforholdene, er udeladt i analysen. Det samme er tilfældet for de transekter, hvor dybdegrænsen er sammenfaldende med den maksimale undersøgelsesdybde. Vi har skelnet mellem dels *dybdegrænsen for vegetationens hovedudbredelse*, som er defineret ved den dybde, hvor tætheden af planterne er mindre end 10-20% af den største tæthed på transektet og dels *den maksimale dybdegrænse for*

Kvælstof- og klorofyl-koncentrationer	<p><i>blomsterplanterne</i>. Data fra vegetationsundersøgelserne er koblet til vandkemidata fra den nærmeste overvågningsstation. I vandkemianalyserne har vi benyttet middelværdier over sommerperioden (maj-september). Analysen omfatter en sammenstilling af op til 175 datasæt af vandkemi- og vegetationsdata. Alle data stammer fra 1992 og er fordelt over hele landet.</p>
Klorofylkoncentration og sigtddybde	<p>Biomassen af fytoplankton udtrykt som klorofyl var positivt korreleret til koncentrationen af total-N (Figur 8.1A). Der eksisterer derimod ikke en tilsvarende sammenhæng mellem koncentrationen af total-P og klorofyl. En sammenhæng mellem biomassen af fytoplankton og koncentrationen af total-N er også demonstreret tidligere på datasæt fra amtskommunerne (Nielsen <i>et al.</i>, 1989; Sand-Jensen <i>et al.</i>, i trykken).</p>
Sigtddybde og dybdegrænse	<p>Sigtddybden (Secchidybden) var lineært korreleret til logaritmen af klorofylkoncentrationen i overensstemmelse med Lambert-Beers lov (Figur 8.1B). 54% af variationen i sigtddybden kan forklares ud fra variationen i klorofylkoncentrationen (r^2værdier, $p < 0,001$). En del af den resterende variation i sigtddybden kan tilskrives det øvrige suspenderede stof i vandsøjlen.</p>
Dybdegrænse for hovedudbredelsen	<p>Som nævnt er bedre lysforhold en afgørende parameter for ålegræssets dybdeudbredelse, og på landsplan var der da også en lineær sammenhæng mellem sigtddybden og dybdegrænsen for blomsterplanternes hovedudbredelse ($r^2 \sim 0,68$, $p < 0,001$).</p>
Dybdegrænse for den maksimale udbredelse	<p>Den nedre dybdegrænse for blomsterplanternes hovedudbredelse varierer mellem 0,4 m og 7,9 m og har en medianværdi på 2,7 m. Ved sigtddybder på hhv. 4 og 8 m forudsiger regressionsligningen dybdegrænser for blomsterplanternes hovedudbredelse på hhv. 2,9 m og 5,5 m (Figur 8.1C). Lysintensiteten i disse dybder er hhv. 18,3 og 20,7% af overfladeindstrålingen, når det antages, at 10% af overfladelyset når sigtddybden.</p>
	<p>Den maksimale dybdegrænse for blomsterplanterne varierer mellem 0,5 m og 7,9 m og har en medianværdi på 3 m. Ved sigtddybder på hhv. 4 og 8 m forudsiger regressionsligningen maksimale dybdegrænser for blomsterplanterne på hhv. 3,5 m og 6,4 m (ikke illustreret). Lysintensiteten i disse dybder er hhv. 13,5 og 15,5% af overfladeindstrålingen. Dette er i overensstemmelse med resultater fra Sand-Jensen <i>et al.</i> (i trykken), hvor de tilsvarende lysniveauer er hhv. 13,4 og 14,8% af overfladelyset. Det er også eksperimentelt vist, at ålegræs gennem forårs- og efterårsperioden har et lyskrav svarende til 11% af overfladeindstrålingen for at opretholde en nettotilvækst på 0 (Olesen og Sand-Jensen, 1993). De eksperimentelt fundne lyskrav er lavere end de lyskrav, vi har bestemt ud fra Figur 8.1 C. En af årsagerne hertil er, at sigtddybderne kun beskriver lyssvækkelsen i vandsøjlen. Derimod har vi ikke taget højde for en eventuel lyssvækkelse i epifytbelæggninger på ålegræssets blade. Desuden influerer fysisk stress også på dybdegrænsen.</p>

Figur 8.1: Relationer mellem blomsterplanternes dybdegrænser og vandkemidata. Alle data stammer fra amtskommunerne undersøgelser i 1992. De vandkemiske data stammer fra den overvågningsstation, der ligger nærmest den anvendte vegetationsundersøgelse og er vist som middelværdier for sommerperioden (maj-september). Der er anvendt vegetationsdata dels fra enkelt-transekter og dels fra delområder, som sammenfatter flere transekter (jvf. indberetningskemaer for marin bundvegetation). Transekter, hvor blomsterplanternes dybdegrænse er bestemt af substratforholdene, er udeladt. Det samme er tilfældet for de transekter, hvor dybdegrænsen er sammenfaldende med den maksimale undersøgelsesdybde. **A:** Koncentrationen af klorofyl som funktion af koncentrationen af total-N (n=175). **B:** Sigtdybden som funktion af logaritmen til klorofylkoncentrationen (n=167). Regressionsligning: $Y=7,25-4,15X$; $r^2=0,54$; $p<0,001$. **C:** Dybdegrænsen for vegetationens hovedudbredelse som funktion af sigtdybden (n=139). Regressionsligning: $Y=0,37+0,64X$; $r^2=0,68$; $p<0,001$. **D:** Dybdegrænsen for vegetationens hovedudbredelse som funktion af koncentrationen af total-N (n=143). Regressionsligning: $Y=15,32-4,61X$; $r^2=0,53$; $p<0,001$.

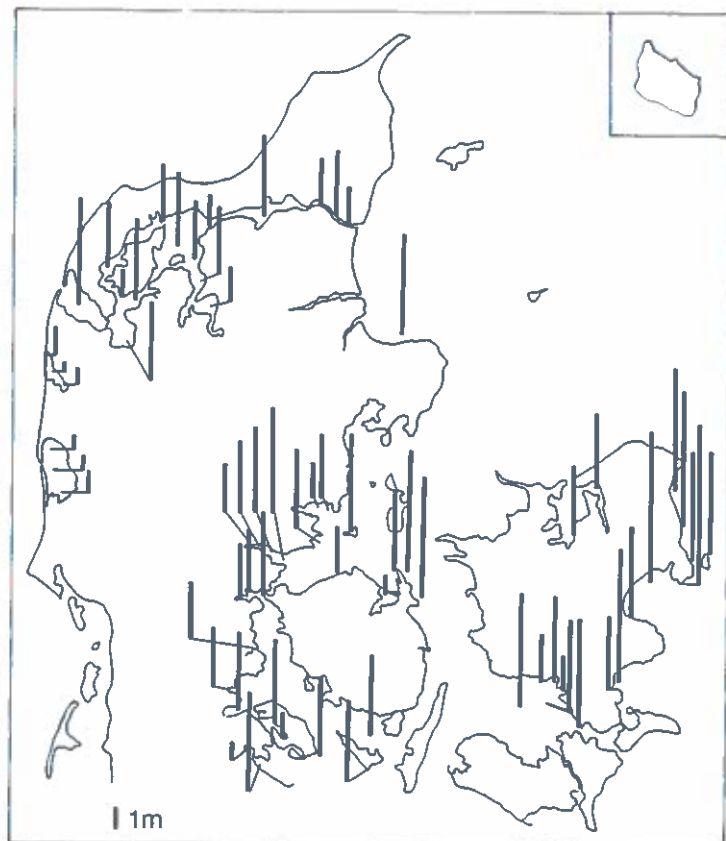


Dybdeudbredelsen kan korreleres til kvælstofkoncentrationen

På baggrund af de viste relationer (Figur 8.1 A, B og C) er det muligt at foretage en direkte sammenligning mellem kystvandenes indhold af total-N og dybdeudbredelsen af ålegræs (Figur 8.1D). Da sigtdybden falder eksponentielt med mængden af klorofyl i vandsøjlen, vil sammenhængen mellem planternes dybdegrænse og total-N koncentrationen ligeledes være eksponentiel. Variationen i total-N kan forklare 53% af variationen i dybdegrænsen for blomsterplanternes hovedudbredelse og 58% af variationen i den maksimale dybdegrænse (r^2 -værdier, $p < 0,001$).

Korrelationen mellem blomsterplanternes dybdeudbredelse og koncentrationen af total-P kan derimod kun forklare 32% af variationen i datamaterialet (r^2 værdier, $p < 0,001$). Koncentrationen af kvælstof har derfor en større betydning end koncentrationen af fosfor for planternes dybdeudbredelse. En reduktion af områdernes belastning med kvælstof synes at kunne forbedre dybdeudbredelsen af ålegræs i de danske fjorde og kystnære områder.

Figur 8.2: Nedre dybdegrænse for blomsterplanternes hovedudbredelse på lokaliteter undersøgt i 1992. I de områder, hvor vegetationsundersøgelserne omfatter flere transekter, er områdets største dybdegrænse benyttet.



Dybdegrænsen for hovedudbredelsen for ålegræs og andre blomsterplanter er summeret i Figur 8.2. De mindste dybdegrænser findes typisk inderst i fjordene samt i de øvrige områder med dårlig sigt eksempelvis de vestjyske fjorde. Blomsterplanterne vokser dybere i de ydre fjordafsnit samt i de mere åbne kystområder (Figur 8.2). Udover lyset kan fysisk stress også være afgørende for dybdegrænsens beliggenhed. Sedimentomlejring kan f.eks. forhindre nye skud i at etablere sig. I områder, hvor der skræbes efter muslinger, forekommer

der voldsomme sedimentomlejring. Ålegræsskud med rhizomer kan rykkes løs, så vegetationen ødelægges i store områder. I områder med muslingefiskeri kan både den horisontale og den vertikale udbredelse af ålegræs derfor reduceres.

8.2.2 Forandringer i forekomst

Limfjorden

I Limfjorden blev der i 1992 observeret udbredte forekomster af mere eller mindre brune eller udgåede ålegræsbevoksninger på mange af transekterne på lavt vand. Den gennemsnitlige dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse i Limfjorden var dog i lighed med de sidste års observationer fortsat svagt stigende i 1992, men dækningsgraden var generelt reduceret på dybere vand. Den gennemsnitlige dybdegrænse for ålegræsset steg således fra 1991-1992 i Nibe-Gjøl Bredning, Løgstør Bredning, Limfjorden midt-syd samt syd for Mors, mens den blev reduceret i Langerak og i Limfjorden nordvest for Mors.

Nissum Fjord

I Nissum Fjord forekommer ålegræs udelukkende i det nordlige fjord-afsnit, Bøvling Fjord. Her er der siden 1989 sket en mindre, men ikke signifikant stigning i ålegræssets dybdeudbredelse.

Randers Fjord

Fra 1991-92 var der i Randers Fjord sket en betydelig reduktion i ålegræsbestandene især på lavt vand.

Hevring Bugt, Vejle, Horsens og Kolding Fjord

I Hevring Bugt er der ikke sket væsentlige ændringer i ålegræssets udbredelse siden 1990. I Horsens Fjord og Vejle Fjord blev der tilsvarende ikke konstateret ændringer i ålegræssets udbredelse. I et mindre lavvandet område i Kolding Fjord s.f. Gudsø Vig var ålegræsset forsvundet i 1992.

Endelave

Ved Endelave blev der i modsætning til tidligere år ikke registreret ålegræs på to transekter ved henholdsvis syd- og østkysten. Fra 1985 til 1992 har der dog været store fluktuationer i forekomsterne i dette område, hvor bunden er stenet. I farvandet vest og nord for Endelave, hvor der er sandbund, findes fortsat store ålegræsområder. I den øvrige åbne del af bæltet blev der ikke konstateret ændringer i ålegræsbestanden, og dybdegrænsen har ikke ændret sig siden 1985.

Rømø

Augustenborg Fjord

I størstedelen af det sønderjyske område er der rapporteret om tilbagegang for ålegræsbestandene enten i form af en total eliminering af bestandene eller i form af en reduceret vertikal og/eller horisontal udbredelse. Ved den nordlige del af Rømø var biomassen af ålegræs og havgræs væsentligt reduceret i 1992 sammenlignet med 1991, mens biomassen var uændret ved Havneby. I Augustenborg Fjord var bevoksningerne helt borte i 1992. I sommeren 1991 forekom der på 1-4 meters dybde store, tætte ålegræsbevoksninger (10-80% dækning) i fjordens indre del, mens der i 1992 kun blev set spredte enkeltskud. I det tidligere ålegræsområde blev der observeret rester af døde rhizomer. En tilsvarende eliminering af ålegræsset er konstateret i den indre del af Als Fjord. I Haderslev Fjord er ålegræssets udbredelse også gået markant tilbage, og dybdegrænsen i både Haderslev Fjord og Åbenrå Fjord blev reduceret med 1-2 meter. Også i Genner Fjord var ålegræssets vertikale og horisontale udbredelse reduceret i forhold

Als Fjord

Haderslev Fjord

Åbenrå Fjord

Flensborg Fjord

til de foregående år. I Flensborg Fjord var dybdegrænsen for ålegræsset ligeledes mindre sammenlignet med de foregående år.

Farvandet omkring Fyn

Omkring Fyn forsvandt ålegræsset næsten totalt i dele af Odense Fjord, i Gamborg Fjord samt ved Tetens Grund (Langeland). I Odense Fjord forsvandt ålegræsset totalt i et af de undersøgte områder, mens der kun 1,5 km fra dette område ikke var sket en reduktion i udbredelsen af ålegræs. I Kertinge Nor er der ligeledes sket en reduktion i ålegræssets biomasse i 1992 sammenlignet med 1991. Ved Ærø i området mellem Mørkedyb og Ommelshoved blev der observeret en reduktion i udbredelsen af havgræs. Ved Romsø nordøst for Fyn blev der derimod konstateret ålegræs i 1992 i modsætning til tidligere år.

Storstrøms-området

Inden for Storstrømsområdet blev der ved Knudshoved Odde konstateret en let forbedret dybdegrænse fra 5,8-6,6 m i 1989 til 6,8-6,9 m i 1992. I Karrebæk Fjord var der en markant større dækning på 1,8-4 meters dybde i 1992 end i 1991. I de øvrige områder er der ikke sket væsentlige ændringer i ålegræsvegetationen i 1992 sammenlignet med tidligere undersøgelser.

Fra Køge Bugt til Tårnbæk

Langs transekterne fra den nordlige del af Køge Bugt over Amager Sydkyst, Amager/Svanemøllebugten og det nordlige Øresund til farvandet omkring Tårnbæk var ålegræssets dybdegrænse stort set uændret i forhold til 1991. Ved Amager Strand blev der målt en reduktion i dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse fra 4,2 meter i 1990-91 til 2,5 meter i 1992. Tilsvarende var ålegræsbiomassen reduceret på dybder fra 1,3-3 meter. I den sydlige del af Køge Bugt ved Mosede og Tryggevejle blev der registreret en svag, men ikke signifikant fremgang i ålegræssets udbredelse.

Roskilde Fjord

I den ydre del af Roskilde Fjord sås en tendens til en øget dybdeudbredelse af ålegræs. I den indre del af Roskilde Fjord har ålegræssets dybdegrænse derimod været faldende i perioden 1989-92. Det mest markante fald er sket fra 1991-92. Reduktionen i ålegræssets dybdegrænse tilskrives en reduktion i sigtdybden. Undersøgelser viste desuden, at tilvæksten i skudantal og biomasse gennem vækstsæsonen samt niveauet for den maksimale biomasse har været konstante gennem perioden 1990-92 for ålegræs på 1 meters dybde. De samme parametre har imidlertid været aftagende gennem perioden for ålegræs på 2 meters dybde. I sensommeren 1992 var ålegræsset på 2 meters dybde stort set forsvundet fra stationen inderst i Roskilde Fjord.

Vellerup Vig

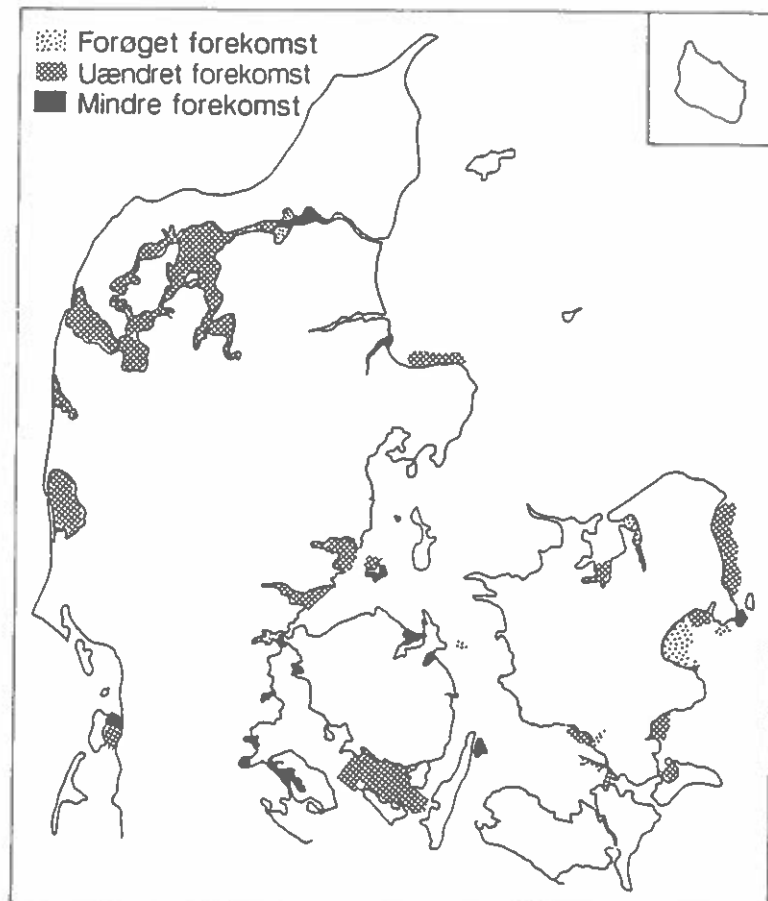
I Vellerup Vig i Isefjorden blev der ikke konstateret signifikante ændringer i dybdegrænsen i perioden 1989-92, men den laveste dybdegrænse blev dog registreret i 1992. Desuden var biomasseforøgelsen lav gennem vækstsæsonen i 1992 sammenlignet med tidligere år.

Forandringerne i ålegræssets udbredelse på landsplan er illustreret i Figur 8.3. Årsagen til de mange tilfælde af lokale reduktioner i ålegræsbestandene kendes ikke. Der er især tale om reduktioner af bestande på lavt vand og i beskyttede områder (f.eks. Gudsø Vig i Kolding Fjord samt dele af Limfjorden). I disse lokaliteter er det nærlig-

Høje temperaturer kan skade ålegræsset

gende at forbinde ålegræssets tilbagegang med de usædvanligt høje vandtemperaturer i maj og juni 1992. Ved høje temperaturer fremmes respirationshastigheden mere end fotosyntesehastigheden, hvorved ålegræs ikke længere kan opretholde en positiv nettofotosyntese. Det kan føre til reduceret væksthastighed hos planterne eller til hendøen af planterne (Marsh *et al.*, 1986). De høje temperaturer hæmmer formentlig også direkte andre stofskifteprocesser, som kan resultere i et mere pludseligt respons såsom pludselig hendøen (Zimmermann *et al.*, 1989).

Figur 8.3: Udviklingen i ålegræssets forekomst mellem forrige vegetationsundersøgelse og undersøgelsen i 1992.



I flere af de sønderjyske fjorde, bl.a. Haderslev Fjord, Genner Fjord og Åbenrå Fjord forekom der i 1991 og 1992 store belægninger af detritus og kiselalger, der lå som sammenhængende tæpper hen over bunden og vegetationen, hvilket gav dårlige lys- og iltforhold ved bunden. Det er sandsynligt, at kombinationen af høje temperaturer, dårlige iltforhold evt. med sulfidudslip til følge, samt dårlige lysforhold direkte har forårsaget en reduktion i bestandene. Det er endvidere sandsynligt, at disse faktorer har svækket ålegræsset og gjort det mere modtageligt over for sygdomsangreb. I de fjordområder, hvor ålegræsset er totalt forsvundet, kan årsagen være sygdomsangreb (f.eks. svampeangreb), men der er ikke foretaget undersøgelser heraf. I andre lavvandede fjordområder som f.eks. Gamborg Fjord, Augustenborg Fjord, Als Fjord og Haderslev Fjord skete elimineringen af ålegræsbestanden formentlig allerede i efteråret 1991 og kan derfor ikke tilskrives høje temperaturer i sommeren 1992.

Tilbagegangen kan skyldes sygdom

Også i relativt eksponerede områder som Tetens Grund ved Lange-land samt i de ydre dele af Odense Fjord blev der registreret en eliminering af ålegræsset. Årsagerne hertil kendes ikke, men her kan der ligeledes være tale om sygdomsangreb.

Sammenfattende blev der konstateret en markant tilbagegang for ålegræsset i farvandene omkring Sønderjylland og Fyn, i Randers Fjord samt enkelte andre steder spredt over landet. På landsplan blev der derimod ikke konstateret en generel reduktion i bestandene. Flere steder var forholdene uændrede, og enkelte steder var der sket en forøgelse af ålegræssets udbredelse (Figur 8.3).

8.3 Udviklingstendenser for makroalger i 1992

8.3.1 Eutrofieringsbetingede makroalger

Karakteristika

Eutrofieringsbetingede makroalger er bl.a. karakteriserede ved hurtig næringssaloptagelse og vækst. Eutrofieringsbetingede makroalger kan enten forekomme fasthæftet på sten, skaller o.lign., vokse epifytisk eller forekomme fritliggende og danne sammenhængende måtter hen over bunden i beskyttede områder. Der findes eutrofieringsbetingede makroalger inden for både rød-, grøn- og brunalgerne, men i lavvandede kystområder er det typisk hurtigtvoksende grøn-alger, som dominerer under næringsrige forhold. En del af de forureningsbetingede alger er trådformede og bliver derfor betegnet trådalger.

Masseforekomster

Udbredelse af eutrofieringsbetingede makroalger følger samme mønster som i 1991 (Ærtebjerg *et al.*, 1992). Masseforekomster sås inderst i stort set alle fjorde samt i andre beskyttede områder med stor næringssaltpåvirkning. Desuden var kystvandene omkring Bornholm præget af masseforekomster (Figur 8.4).

Forhøjede forekomster

Forhøjede forekomster af eutrofieringsbetingede alger blev fundet i de midterste og ydre dele af de fleste fjorde og f.eks. også på mange lokaliteter i det nordlige Øresund og i Hevring Bugt (Figur 8.4).

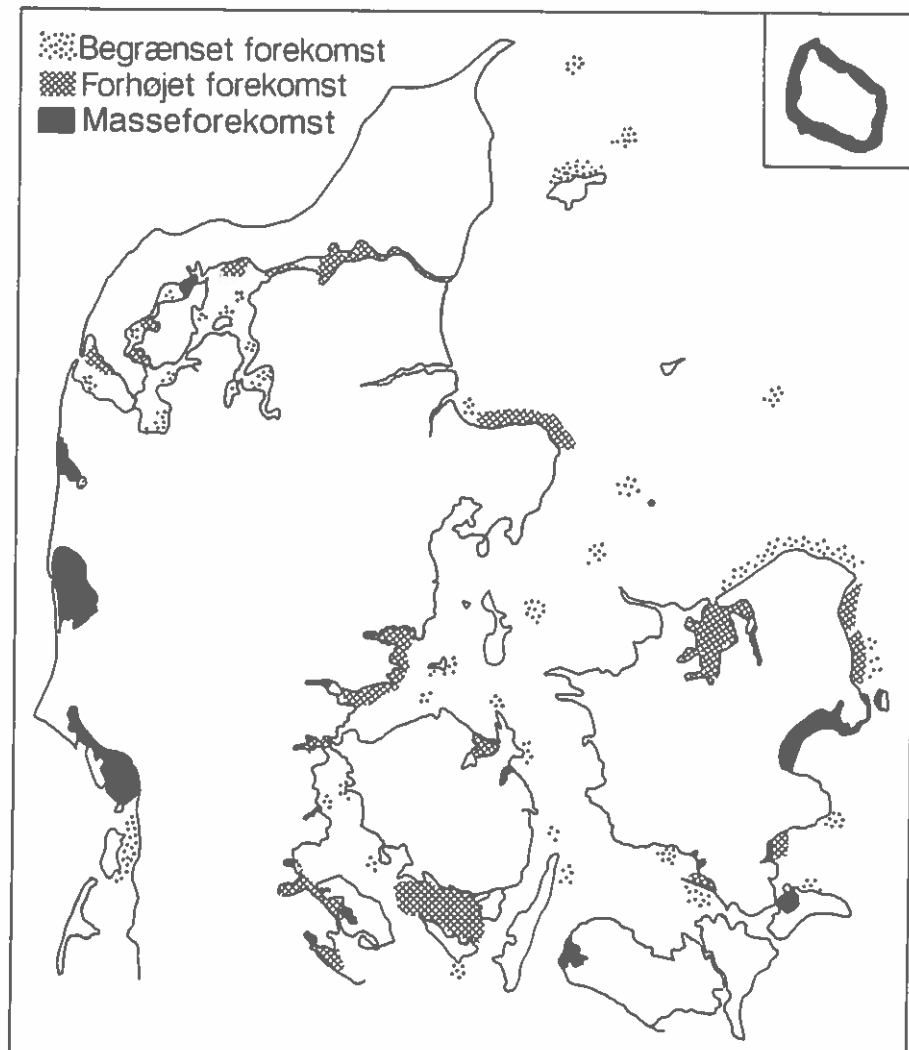
Begrænsede forekomster

De mindste forekomster af eutrofieringsbetingede makroalger findes på de eksponerede lokaliteter i Kattegat, Lillebælt og Storebælt. Der var også begrænsede forekomster i flere fjordafsnit i Limfjorden - f.eks. Skive Fjord og Lovns Bredning samt i den sydlige del af Nissum Fjord. I de sidstnævnte lokaliteter må vegetationsforholdene alligevel betragtes som forholdsvis ringe, idet de er påvirkede af dårlige lysforhold forårsaget af en meget høj fytoplanktonbiomasse. I andre dele af Limfjorden var der i 1992 en mere udbredt forekomst af trådalger og epifytter end i 1991, men de absolutte mængder var i de fleste lokaliteter forholdsvis små.

I Ringkøbing Fjord var der en usædvanlig tæt forekomst af epifytter i 1992, og i modsætning til tidligere år var der også store forekomster af trådalger (*Cladophora sericea*).

I farvandsafsnittene omkring Fyn er der gennem 1991 og 1992 generelt sket et fald i mængden af trådalger. Det samme er tilfældet på mange lokaliteter i Københavns Amt og i Storstrøms Amt, bortset fra i Dybsø Fjord, hvor der var en stigning i trådalgeforekomsten i 1992.

Figur 8.4: Udbredelsen af eutrofieringsbetingede makroalger i kystvandene i 1992. Figuren omfatter både løstliggende, fast-hæftede og epifytiske alger.



Biomassebestemmelser

I flere lokaliteter blev der i 1992 foretaget biomassebestemmelse på de eutrofieringsbetingede makroalger (Tabel 8.1). Der blev mange steder registreret forekomster med biomasser på flere hundrede g tørstof per m^2 ; et ekstremt tilfælde er Dybsø Fjord, hvor den maksimale biomasse var knap 2 kg tørstof per m^2 i august 1992 (Tabel 8.1). Til sammenligning er trådalgebiomassen typisk under 10 g tørstof per m^2 i de ubelastede lokaliteter. Sammenligningen mellem biomasser på tværs af lokaliteterne kompliceres af den store variabilitet, der forekommer gennem sæsonen, mellem forskellige stationer inden for samme lokalitet samt på forskellige dybder. Hyppige biomassemålinger i Køge Bugt viste således, at biomassen kan variere med mindst en faktor 10 på samme station og dybde inden for 14 dage. Især på lavt vand kan de løstliggende alger let flyttes rundt og resultere i stor usikkerhed på prøvetagningen. Samtidig kan trådalgebiomassen op-

bygges og nedbrydes flere gange gennem sæsonen og gøre biomassebestemmelsen meget afhængig af prøvetagningstidspunktet. De varierende biomasser af makroalger kan resultere i store fluktuationer i områdets næringssalt- og iltforhold. Fjorde, der domineres af eutrofieringsbetingede makroalger, vil derfor typisk være forholdsvis ustabile sammenlignet med områder domineret af flerårige makroalger og ålegræs.

Tabel 8.1. Eksempler på biomasseopgørelser af eutrofieringsbetingede makroalger indsamlet ved vegetationsundersøgelserne i 1992.

Lokalitetsnavn	Biomasse (mg tv/m ²)	Kommentar
Limfjorden, Nibe	108	gennemsnit over 1-2 m
Limfjorden, Ålborg	10,5	gennemsnit over 1-2 m
Fyn: Æbelø, Fyns Hoved, Romsø, Vresen, Vejsnæs Nakke	~0	1-2 m, juni/juli
Det Sydfynske Øhav	12-78	to lokaliteter, 1-2 m, juni/juli
Odense Fjord	28	1-2 m, juni/juli
Kertinge Nor	25 (0-113)	gennemsnit (min-max) af 48 prøver fra 8 st. og 6 datoer (feb.-okt.)
Stevns Klint, Karrebæk Fjord, Knudshoved Odde, Fredskov, Bakkebølle Strand	0	maj og august
Præstø Fjord	120 38	gennemsnit over 3-4 m; maj. 4 m; august
Klinteby Klint	9; 0	maj; august
Dybsø Fjord	341 (78-530) 1051 (105-1997)	gennemsnit (min-max) over 0,6-1,7 m; maj gennemsnit (min-max) over 0,6-1,7 m; aug
Nakskov Fjord	77 (68-84) 36	gennemsnit (min-max) over 0,5-4 m; maj 3,6 m; august
Stege Bugt	125 (69-165) 36	gennemsnit (min-max) over 1-4 m; maj 1,2 m; august
Avnø Fjord	40 205 (82-327)	4 m; maj gennemsnit (min-max) over 1-2 m; august
Køge Bugt	14 43 59 65 135 41	gennemsnit over 4 st., 3 dybder, primo maj do., medio maj do., primo juni do., medio juni do., primo juli do., medio august
Bornholm	103 (3-396)	gennemsnit (min-max) over 18 st., 4 dybder; juni

8.3.2 Øvrige makroalger

Forandringer i antallet samt i den horisontale og vertikale udbredelse af flerårige makroalger kan også give et indblik i forandringer i vandkvaliteten.

Makroalgernes udbredelse er ikke ændret væsentligt i 1992

På landsplan blev der ikke registreret markante ændringer i makroalgernes udbredelse og forekomst i 1992, men der blev rapporteret om enkelte eksempler, hvor makroalgernes udbredelse blev forøget.

I det sønderjyske område blev der i flere lokaliteter registreret en øget udbredelse og større variation af algevegetationen. I de samme områder blev der rapporteret om en markant tilbagegang for ålegræsset (afsnit 8.2.2). En tilsvarende positiv udvikling for makroalgесamfundene blev registreret et par steder omkring Fyn. F.eks. blev der ved Pøls Huk observeret en større dominans af flerårige arter i forhold til tidligere år, og ved Vejsnæs Nakke sås en væsentlig forbedring i makroalgernes horisontale udbredelse. Derimod er der ved Fyns Hoved sket en reduktion i antallet af rød- og brunalgearter fra 1991 til 1992.

Ved Stevns Klint blev der registreret en forøgelse af makroalgernes dybdegrænse fra 17 m i 1991 til 19,2 m i 1992, ved Knudshoved Odde er dybdegrænsen øget fra 8,5 m i 1989 til 9,4 m i 1992, og i Nakskov Fjord er antallet af arter øget fra 1991 til 1992.

8.3.3 Nyindvandrede arter

Udover de nævnte forandringer i makroalgесamfundene er der også registreret ændringer i udbredelsen af enkelt-arter. Det drejer sig især om relativt nyindvandrede arter, hvis udbredelse endnu ikke har stabiliseret sig i de danske kystområder.

Langfrugtet klørtang

Langfrugtet klørtang (*Fucus distichus*) blev første gang fundet i 1948 ved Charlottenlund og har siden bredt sig til den jyske Kattegatkyst, farvandet omkring Samsø, Storebælt, Lillebælt og Sønderjylland. Ved Pøls Huk (Als) er lavtvandsvegetationen gennem de seneste år blevet mere og mere domineret af langfrugtet klørtang, som synes at udkonkurrere de andre store brunalger. I 1992 blev der imidlertid et par steder omkring Fyn registreret en tilbagegang i udbredelsen af den ellers så succesrige art. Således har langfrugtet klørtang hidtil haft stor succes omkring Æbelø, men i 1992 skete der en reduktion i dens udbredelse. Artens hidtidige succes er bl.a. betinget af, at den settler tidligere end de andre Fucusarter og derfor klarer sig bedre i konkurrencen med blåmuslinger og grønalger om pladsen på stenen (Knutzen, 1987). I 1992 blev der omkring Æbelø observeret mindre forekomst af blåmuslinger end i de foregående år. En mindre konkurrence om fasthæftningspladser på sten i 1992 kan have favoriseret andre Fucusarter som blæretang og savtang. Ved Tetens Grund, Langeland, skete der i 1989-90 ligeledes en eksplosiv forøgelse af udbredelsen af langfrugtet klørtang. I 1991 var udbredelsen på samme niveau som i 1990, men i 1992 er der sket en tilbagegang for langfrugtet klørtang og en fremgang for andre Fucus-arter.

Sargassotang

Sargassotang (*Sargassum muticum*) blev første gang fundet i 1984 ved Helligsø, Nissum Bredning. Arten har senere bredt sig til hele den vestlige Limfjord, hvor den totalt dominerer algevegetationen, og dens udbredelse strakte sig i 1992 til øst for Ålborg. Der blev i 1992 konstateret en markant større dækning og biomasse af sargassotang inden for artens udbredelsesområde, men de ældste individer var tydeligt belastet med epifytiske belægninger. Også Tvedelt Bændelalge (*Dictyota dichotoma*) er meget almindelig i den vestlige del af Limfjorden, og arten havde ligeledes i 1992 en markant øget dækning på mange transekter.

Tvedelt bændelalge

Rød Piberenseralge

Rød Piberenseralge (*Daysia baillouviana*) er hovedsagelig udbredt i varmere farvande, men har i løbet af de sidste 20 år spredt sig til nordeuropæiske farvande og Skandinavien (Rueness, 1977). I Danmark blev den observeret i 1986 ved Endelave, men har siden bredt sig hastigt. Den forekommer nu i Horsens, Vejle og Kolding Fjord og er også registreret i Åbenrå, Flensborg og Augustenborg Fjord samt i Årøsund og Gamborg Fjord.

8.4 Forandringer i saliniteten påvirker vegetationens sammensætning, eksempel fra Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord

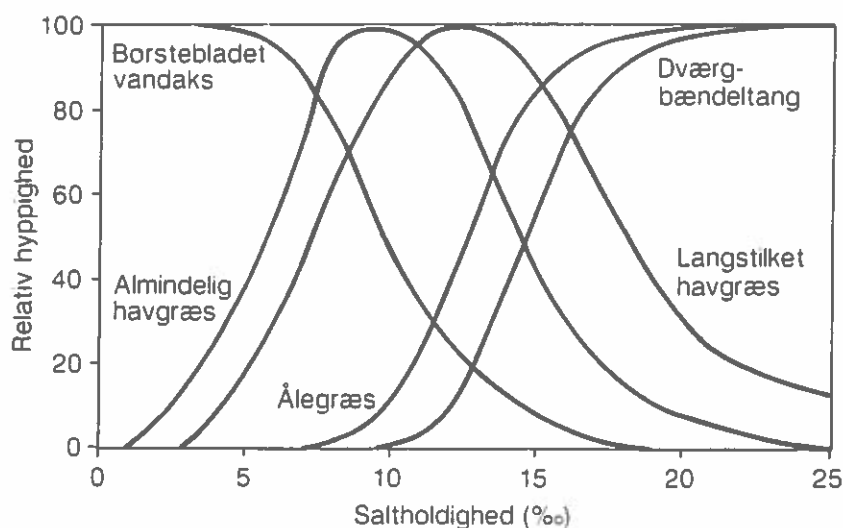
Vegetationsundersøgelserne i Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord indikerer, at forandringer i saltholdigheden kan være en væsentlig årsag til ændringer i vegetationens artssammensætning og dækningsgrad på lavt vand. Både Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord er lukkede, og saltvandsindstrømningen fra Vesterhavet reguleres gennem en sluse. I begge fjorde er der en regelmæssig vekslen mellem lave vintersaltholdigheder og høje sommersaltholdigheder.

Blomsterplanternes saltholdighedstolerancer

De 5 vigtigste blomsterplanter i de to vestjyske fjorde er børsteblandet vandaks, langstillet havgræs, almindelig havgræs og dværgbændeltang på lavt vand samt ålegræs på dybt vand. Disse blomsterplanter har forskellige salinitetstolerancer. Børsteblandet vandaks klarer sig bedst ved lave saltholdigheder, de to havgræsarter klarer sig bedst ved middelsaltholdigheder, mens dværgbændeltang og ålegræs har de højeste salttolerancer. Figur 8.5 viser en skematiseret oversigt over den forventede relative fordeling af arterne ved forskellige saltholdigheder. Ud over middelsaltholdigheden vil også de minimale og maksimale saltholdigheder samt deres varighed og tidspunkterne for deres indtræffen påvirke vegetationsudviklingen.

I Nissum Fjord findes de højeste saltholdigheder (10-12‰) mod nord, mens saltholdigheden i den sydlige del kun er ca. 2‰. I takt med den aftagende salinitet stiger koncentrationen af næringsalte og klorofyl, og sigtddybden falder. Ålegræs og dværgbændeltang findes kun i den nordlige mere salte del, mens vegetation i den mere ferske del består af arter af vandaks og havgræs samt arter af eutrofieringsbetingede makroalger.

Figur 8.5: Oversigt over forekomsten af børsteblandet vandaks, langstilket havgræs, almindelig havgræs, dværgbændeltang og ålegræs i relation til middelsaltholdigheden. Kurverne er tegnet på grundlag af oplysninger om de fem arters forekomst i områder med forskellige saltholdigheder. Y-aksen er en relativ akse, gældende for hver enkelt art for sig. Kurveforløbet kan kun betragtes som omtrentligt. (Omtegnet fra Ringkøbing amtskommune, 1993).



En reparation af slusen ved Torsminde i 1988 førte til lavere saltholdigheder i hele fjorden. Som følge heraf forsvandt ålegræsset fuldstændigt i 1988. Siden 1989 har saltholdigheden generelt været højere end tidligere, og ålegræsset er nu vendt tilbage i det nordlige fjordafsnit. Hvis lysforholdene tillader det, kan man således forvente en øget udbredelse af ålegræs, når saltholdigheden øges. Den højere saltholdighed har endvidere begunstiget almindelig havgræs og langstilket havgræs samt dværgbændeltang, mens udbredelse af børsteblandet vandaks til gengæld er gået markant tilbage. Efter stigningen i saltholdigheden er fjordens samlede vegetationsdække imidlertid reduceret, idet havgræsserne ikke har været i stand til at kolonisere området i samme omfang som børsteblandet vandaks. Ved lavere saltholdigheder er børsteblandet vandaks i stand til at danne en meget tæt undervandsvegetation selv i de vestjyske fjorde, der er kraftigt vindeksponerede, og hvor vandet derfor kan være uklart. Med de i sedimentet dybtliggende rhizomer og meterlange vandskud kan arten danne tætte bevoksninger, der reducerer vindeksponeringen og stabiliserer sedimentet.

8.5 Konklusion

Blomsterplanternes dybdeudbredelse i de kystnære områder viser god sammenhæng med vandkvaliteten i kystområderne. Dybdeudbredelsen af planterne aftog også i 1992 med stigende kvælstofkoncentrationer i vandfasen, idet en øget tilgængelighed af kvælstof giver en højere fytoplanktonproduktion og dermed dårligere lysforhold til bunden. En reduktion i kystområdernes belastning med kvælstof synes derfor at kunne forbedre dybdeudbredelsen af blomsterplanterne.

I 1992 blev der registreret flere eksempler, hvor ålegræs fuldstændigt

forsvandt, eller hvor dets udbredelse blev reduceret markant. Det var især de sønderjyske områder og områderne omkring Fyn samt Randers Fjord, der blev ramt. Årsagen kendes ikke, men det er muligt, at de høje temperaturer gennem sommeren 1992 har svækket ålegræsset og gjort det mere modtageligt over for sygdomsangreb. I nogle fjordområder forsvandt ålegræsset allerede i efteråret 1991, så her har sommertemperaturen i 1992 ikke spillet ind. På landsplan var der dog ikke tale om en generel reduktion i ålegræsbestandene.

Også i 1992 blev der observeret masseforekomster af eutrofieringsbetingede makroalger inderst i stort set alle fjorde samt i andre beskyttede områder med stor næringssaltbelastning. I de midterste og ydre fjordafsnit kan forekomster af eutrofieringsbetingede makroalger betegnes som værende forhøjede, mens de mindste forekomster findes i de mere åbne områder med stor vandudskiftning.

Udover de lokale reduktioner var der på landsplan ikke nogen signifikant forandring i vegetationsforholdene fra 1991 til 1992.

9 Vurdering af de enkelte farvandes miljøtilstand

I det følgende vurderes miljøtilstand og udvikling i de enkelte farvandsområder frem til 1992. Vurderingerne er foretaget i forhold til de opstillede økologiske kvalitetsmålsætninger med udgangspunkt i den generelle målsætning, der skal være opfyldt i alle kystvande, undtagen i begrænsede områder omkring udledninger, havne m.m.

Generel målsætning

Den generelle målsætning forudsætter ingen eller kun svag påvirkning af dyre- og planteliv i forhold til den naturlige tilstand, samt god hygiejnisk vandkvalitet, gode lysforhold, gode iltforhold og lav eller ingen koncentration af giftige stoffer i vand, sediment eller organismer. Biologiske kriterier for den generelle målsætning kan yderligere specificeres som følger: Fytoplankton må kun forekomme i moderate mængder, og der må ikke findes unaturlige masseforekomster. Bundvegetationen skal på blød bund bestå af tætte bestande af ålegræs med god dybdeudbredelse, mens algevegetationen på hårdt substrat skal udvise en naturlig zonerings med god dybdeudbredelse, og der må ikke forekomme en unaturlig dominans af enårige alger. Bundfaunaen skal have en høj artsdiversitet med moderate individantal af de enkelte arter og uden ensidig dominans af forureningstolerante dyregrupper. Fiskefaunaen skal bestå af almindelige arter som ål, skrubbe, ising, rødspætte, torsk og ørred uden unormal hyppighed af sygdomme og uden afsmag. Der skal være en sæsonbetinget regelmæssig optræden af sild, hornfisk og makrel, samt på lavt vand af kutlinger og fladfiskeyngel.

Vurderingerne er for de kystnære områder foretaget af amtskommunerne, der gennemfører overvågningen her og derfor har lokalkendskabet. For mere detaljeret beskrivelse af tilstand og udvikling i de enkelte farvandsområder henvises til de amtskommunale rapporter (se Bilag 1).

9.1 Den jyske Vestkyst

Belastning/vandkemi

Tilførsel fra floderne Elben, Weser og Ems medfører meget høje koncentrationer af næringssalte, især nitrat, i Tyske Bugt. Den nordgående Jyske Kyststrøm fører disse næringssalte op langs Vestkysten, hvorved der p.g.a. gradvis opblanding med næringsfattigt vand fra den centrale Nordsø opstår en aftagende nærings-saltgradient op langs Vestkysten, dog påvirket af udledninger gennem Vadehavet, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Limfjorden og fra større kystbyer. I Tyske Bugt har nitratkoncentrationerne været konstant høje siden midten af 1980'erne, mens fosfatkoncentrationerne har været faldende gennem samme periode. Dette afspejles ved Vestkysten i en aftagende vinterkoncentration af fosfor, mens sommerkoncentrationen af total-N synes svagt stigende siden 1989.

<i>Fytoplankton</i>	Ud for Ringkøbing Amt og sydpå er fytoplanktonbiomassen og primærproduktionen relativt høj, og der forekommer jævnligt masseopblomstringer. I 1992 var der bl.a. masseforekomst af <i>Noctiluca scintillans</i> i juni-juli ud for Fanø og Skallingen og af <i>Lepidodinium viride</i> i oktober ud for Thorsminde.
<i>Bundfauna</i>	I dele af Nordsøen og Skagerrak er bundfaunabiomassen steget kraftigt som tegn på øget eutrofiering, og i ikke-kystnære dele af Nordsøen optræder undertiden iltsvind.
<i>Konklusion</i>	Opfyldelsen af den generelle målsætning må derfor anses for truet i en række områder langs Vestkysten.

9.2 Vadehavet

<i>Belastning</i>	Belastningen til Vadehavet har gennem de seneste år været faldende for fosfor, hvorimod kvælstofbelastningen generelt ikke er ændret. Den største del af kvælstofbelastningen fandt i 1992 sted sammenfaldende med de store afstrømninger i november og december. Selvom området får tilført store mængder grænseoverskridende næringssalte fra Tyske Bugt via den jyske kyststrøm, er koncentrationniveauet fortsat højest i Vadehavet og tættest på kysten. Det vurderes derfor fortsat, at de lokale kilder er af væsentlig betydning for forholdene i Vadehavet og den kystnære del af Vesterhavet, og at netto transporten af kvælstof fra Grådyb tidevandsområde til Vesterhavet er af størrelsesordenen 4400 t/år, som i midten af 1980'erne.
<i>Næringssalte</i>	Vinterkoncentrationerne af næringssalte har i 1992 ikke været væsentligt forskellig fra foregående år. I den nordlige del af Vadehavet blev der i sommeren 1992 for første gang fundet næringssaltniveauer under detektionsgrænsen og dermed muligvis begrænsende for primærproduktionen.
<i>Fytoplankton</i>	Der blev konstateret masseforekomster af planktonalger i maj-juli, men ingen effekter blev observeret, og antallet af planktonopblomstringer har i den sydlige del været aftagende gennem de sidste 3 år.
<i>Bunden</i>	Der er generelt gode iltforhold i Vadehavet p.g.a. tidevandet, og biomassen af bunddyr er meget høj. Den tidligere registrerede fremgang for fastsiddende bundvegetation i den sydlige del af Vadehavet synes i 1992 at være stagneret. I den nordlige del observeres fortsat fritflydende makroalger i vandet og på vaderne.
<i>Konklusion</i>	Selvom der er en mindre tendens til, at udbredelsen af meget høje næringssaltkoncentrationer i den nordlige del af Vadehavet efterhånden snævres ind til Grådyb tidevandsområde og Vesterhavet herudfor, er der ikke markante ændringer i eutrofieringsforholdene i Vadehavet. Målsætningen er ikke opfyldt p.g.a. høje næringssaltkoncentrationer og bundfauna biomasser, fritflydende makroalger m.m.

9.3 Ringkøbing Fjord

- Belastning* Den afstrømningskorrigerede nærings saltbelastning var i 1992 reduceret med 41% for fosfor, mens kvælstofbelastningen var steget (ca. 13%) i forhold til gennemsnittet i 1980'erne. Ringkøbing Fjord eksporterer ca. 3000 t kvælstof (40-50% af belastningen) og 230 t fosfor (70-90% mere end belastningen) om året til Vesterhavet. Primærproduktionen var i perioder kvælstofbegrænset fra maj til oktober. Der var ingen fosforbegrænsning. På grund af stor resuspension og indhold af gulstof er sigt dybden meget lav, nemlig mellem 0,3 og 1,2 m.
- Pelagialet* Primærproduktionen var i 1992 markant højere end i perioden 1989-91. Fytoplanktonbiomassen må karakteriseres som ekstrem i forhold til andre kystnære marine områder p.g.a. blågrønalgernes dominans og biomassens størrelse, der afspejler den høje eksterne kvælstofbelastning og interne fosforbelastning. Iltsvind forekommer kun meget sporadisk og kortvarigt, og der er ikke konstateret effekter af iltsvind.
- Bunden* Bundfaunaen har lav biomasse fuldstændig domineret af to arter børsteorme og består fortrinsvis af forureningstolerante dyr. Der har været en positiv vegetationsudvikling i den østlige del af fjorden, mens udviklingen i resten af fjorden har været negativ. Dette skyldes muligvis ændringer i saliniteten forårsaget af slusedriften i Hvide Sande. Dybdegrænsen for vegetation er stadig lav (0,8 m), og der var i 1992 lokalt øget forekomst af trådalger og epifyter.
- Konklusion* Recipientkvalitetsplanens målsætning om et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv er ikke opfyldt.

9.4 Nissum Fjord

- Belastning* Den afstrømningskorrigerede nærings saltbelastning til Nissum Fjord var i 1992 reduceret med ca 57% for fosfor, mens kvælstofbelastningen var steget med ca. 18% i forhold til gennemsnittet for 1980'erne. Der synes at være en begyndende tendens til, at nogle af næringsstoffkoncentrationerne i fjorden er faldende.
- Pelagialet* Sigt dybden er meget lav (0,45-2,1 m) med en stigende tendens i Felsted Kog. Primærproduktionen er generelt uændret siden 1987, og stiger ind gennem fjorden til ca. det dobbelte i den inderste del. Fytoplankton biomassen var i 1992 den laveste siden 1985. Niveauet er betydeligt højere inderst i fjorden end i den øvrige del. Der forekommer ikke iltsvind i Nissum Fjord.
- Bunden* Bundfaunaen er siden 1989 steget både i arts- og individantal, men det er stadig de forureningstolerante arter, der dominerer. Bundvegetationen har ikke haft en positiv udvikling de senere år, dog er ålegræsvegetationen yderst i fjorden rimelig genetableret efter dens forsvinden i 1988, sandsynligvis som følge af slusereparation, der medførte dårlig vandudveksling med Vesterhavet.

Konklusion Målsætningen om et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv i Nissum Fjord er ikke opfyldt.

9.5 Limfjorden

Belastning I 1991 blev kravene til reduktion af kvælstof og fosfor fra rensningsanlæg og industrispildevand opfyldt. Dette er fastholdt i 1992. Fosfor fra punktkilder udgjorde i 1992 20% af fosforbelastningen til Limfjorden, og der er sket en reduktion af dette bidrag på 90% siden 1984. Den samlede fosforbelastning er reduceret med 70% siden 1984.

Bidraget fra det åbne land til kvælstofbelastningen på Limfjorden udgjorde 93% i 1992. Der er en tæt sammenhæng mellem afstrømningsforholdene og kvælstofbelastningen. Der ses ikke nogen reduktion i bidraget fra det åbne land i 1992 i forhold til tidligere år, når der korrigeres for forskelle i ferskvandsafstrømningen.

Vandskifte Nettovandskiftet i Limfjorden var i 1992 af samme størrelse som i 1990 og væsentligt større end gennemsnittet for de fire foregående år. Belastningen og vandskiftet er tilsammen bestemmende for Limfjordens indhold af næringssalte, som danner grundlag for produktionen af planteplankton.

Der er i 1992 sket en større tilbageholdelse af kvælstof i Limfjorden end i 1990 og 1991. Dette har medført, at der på trods af stor tilførsel af kvælstof fra land og fra Vesterhavet er tilført 1500-3000 t kvælstof mindre fra Limfjorden til Kattegat end i 1990 og 1991.

Vandkemi Det store vandskifte medførte, at saliniteten i Limfjorden generelt var høj i 1992, især i årets første 8 måneder. Koncentrationen af uorganisk kvælstof var i januar-april lavere end langtidsmiddel på grund af lav afstrømning og stort vandskifte. I december lå koncentrationen derimod langt over langtidsmidlen på grund af stor afstrømning fra land i november-december. Koncentrationen af total kvælstof har siden 1989 været svagt stigende i Limfjorden.

Reduktionen i fosforbelastningen har medført, at der er sket et fald i vinterkoncentrationerne af både uorganisk og total fosfor på ca. 30% siden 1988. I den centrale og sydlige del af Limfjorden har der dog været forhøjede værdier af både uorganisk og total fosfor i sommerperioden på grund af frigivelse fra sedimentet under iltsvind.

Plankton Generelt for Limfjorden var biomasseniveauet i 1992 både for autotrofe og heterotrofe planktonorganismer det laveste siden 1988. Specielt for Skive Fjord var niveauet kun ca. 2/3 af 1991-niveauet. Dette registreredes også i en større sigtddybde i området i 1992. Der blev registreret flere masseopblomstringer, også af giftige arter, i 1992 end i 1991. I august-september fandtes f.eks. *Nitzschia pseudo-delicatissima* i Skive Fjord i masseforekomst. Denne art er ikke tidligere registreret i masseforekomst i Limfjorden.

<i>Bundvegetation</i>	I 1992 var dybdeudbredelsen af ålegræs og makroalger generelt uændret i forhold til 1991, hvor der blev registreret en markant større dybdeudbredelse i forhold til tidligere. Den største forskel på vegetationsforholdene mellem 1991 og 1992 var, at der i 1992 var mere udbredt forekomst af enårige trådalger og epifyter, omend det i de fleste tilfælde var i små mængder.
<i>Bundfauna</i>	Der er ikke nogen entydig udvikling i bundfaunaen i Limfjorden i 1992 i forhold til tidligere år. I den vestlige del er der en tendens til større forekomst af filtrerende muslinger, mens der i den østlige del er en tendens til øget forekomst af sedimentædende dyrearter. I den sydlige del er artsantallet fortsat lavt.
<i>Iltforhold</i>	Iltforholdene var i 1992 bedre end i 1991. Arealmæssigt var det mindre områder, der blev ramt af iltsvind. Der blev f.eks. ikke registreret iltsvind nord for Livø og i Visby Bredning. Varigheden af iltsvindsperioderne var også kortere i 1992 end i 1991. Iltforholdene i 1992 ligner 1990, hvor belastningen med næringssalte og vandskiftet var af samme størrelsesorden. De usædvanlige meteorologiske forhold i maj-juni medførte ikke alvorlige iltsvind.
<i>Konklusion</i>	Miljøkvalitetsmålsætningen for Limfjorden er ikke opfyldt, først og fremmest fordi der ikke er sket nogen reduktion i den afstrømningskorrigerede kvælstofbelastning fra det åbne land, men p.g.a. lavere nedbør/afstrømning i 1990'erne, samt fosforfjernelse fra spildevand, er der sket visse forbedringer i miljøkvaliteten.
<i>Belastning</i>	<p>9.5.1 Halkær, Sebber og Nibe Bredninger</p> <p>Halkær og Sebber Bredninger var i 1992 kraftigt påvirkede af tilførsel af kvælstof fra land. Kvælstof nåede ikke et absolut begrænsende niveau i løbet af sommeren, men koncentrationen var dog så lav, at algevæksten muligvis ikke var maksimal. I Nibe Bredning var kvælstof sandsynligvis begrænsende fra april til oktober. Der blev afgivet store mængder af fosfor fra bunden i Halkær og Sebber Bredninger. Stoftransportberegninger viser, at der netto blev afgivet omkring 40 t fosfor i sommeren 1992, hvilket er fire gange mere end tilførslen fra land i hele 1992.</p>
<i>Biologi</i>	Efter en årrække med meget høje planktonalgekoncentrationer kom der i 1990 igen bundvegetation i Halkær Bredning i form af løstliggende enårige alger. Denne tilstand er fortsat i 1992. Dog udviklede søsalat og trådalger sig meget kraftigt og dannede et tykt tæppe over bunden i store dele af Halkær og Sebber Bredninger. Algetæppet gav anledning til et alvorligt og langvarigt iltsvind på dybder over 1 m, sandsynligvis med en massiv bunddyrdød til følge.
<i>Konklusion</i>	Halkær og Sebber Bredninger er langt fra at opfylde recipientkvalitetsplanens målsætning, da de er stærkt næringssaltbelastede. Nibe Bredning synes som resten af Limfjorden i bedring, og forholdene var rimelige gennem hele 1992. Målsætningen er dog stadig ikke opfyldt, bl.a. fordi der stadig forekommer perioder med betydelige mængder af enårige alger.

9.6 Nordjyllands Kattegatkyst og Læsø

Pelagialet

Der er i Ålbæk Bugt en tendens til stigende sommerkoncentration af total-N frem til 1991, iøvrigt ses ingen generelle udviklingstendenser i næringssalte. Der er i Ålbæk Bugt ligeledes en stigende tendens i primærproduktionen i perioden 1985-92, mens produktionen i Ålborg Bugt har været relativt konstant. Iltforholdene var i 1992 gode og uden enkeltobservationer af lave iltindhold, der ellers er set i de foregående år.

Bunden

Der er i 1992 fundet forskelle både i individ- og artsantal af bunddyr i forhold til 1991. En del nye arter er kommet til, og der er genfundet en del arter, som har været borte en årrække. De seneste års kvalitative registreringer af bundvegetationen nord for Læsø viser, at området er meget artsrigt. Dette har bl.a. baggrund i, at der i det nordlige Kattegat findes arter fra Skagerrak og Nordsøen. Vegetationen er i høj grad domineret af store flerårige arter. Forureningstolerante trådformede arter forekom kun i ringe mængder. Der er ikke tegn på, at makroalgesamfundet nord for Læsø er under negativ påvirkning eller under forandring.

9.7 Mariager Fjord

Belastning/vandkemi

Fosforbelastningen fra land er reduceret ca. 70% fra 1980'erne til 1992, og fosforkoncentrationen i sommerperioden er i samme tidsrum faldet ca. 60%. Effekten er begrænset, da en betydelig fosforpulje i bunden langsomt afgives. Der eksporteres i 1992 to trediedele mere fosfor fra fjorden til Kattegat end der tilledtes fra land. Kvælstofbelastningen fra land er uændret, når der tages hensyn til afstrømningen. Den lave afstrømning i 1992 medførte, at tilledningen var 20% lavere end i perioden 1985-88. Kraftig denitrifikation medførte, at kun omkring 40% af den tilledte mængde kvælstof eksporteredes til Kattegat.

Sigt dybde

Den gennemsnitlige sommersigt dybde steg fra omkring 2 m til godt 3 m fra midten af 1980'erne til 1989, hvorefter den generelt har været uændret.

Konklusion

Mariager Fjord opfylder ikke recipientkvalitetsplanens målsætning om en basistilstand, idet fjorden stadig er stærkt næringssaltbelastet.

9.8 Randers Fjord - Hevring Bugt

Belastning/vandkemi

Kvælstofbelastningen til Randers Fjord og Hevring Bugt var relativt lav i 1992 p.g.a. lav ferskvandstilførsel. Når afstrømningen fra dyrkede arealer korrigeres for forskelle i nedbøren, kan der ikke registreres noget fald i kvælstofudvaskningen i løbet af de 14 år, hvor tilførslen er målt, og der kan ikke ses nogen udvikling i kvælstofkoncentrationerne i området. Udledningen af kvælstof fra renseanlæg og dambrug er reduceret med omkring 40% siden 1974. Fosforbelastningen var i 1992 den hidtil laveste, delvis p.g.a. mindre afstrømning, men langt overvejende p.g.a., at udbygning af

spildevandsrensning har reduceret fosforudledningen med omkring 60%. Den reducerede fosforbelastning afspejles i en faldende fosforkoncentration i perioden 1989-92. Dette ses mest markant i den indre del af Randers Fjord og afspejler den faldende tilførsel af fosfor fra Gudenåen. I Hevring Bugt var perioden, hvor fosfor var potentielt begrænsende for primærproduktionen, i 1992 6-8 uger længere end det tidligere er registreret, mens kvælstof var potentielt begrænsende juni-november. I Randers Fjord var næringssalte aldrig potentielt begrænsende for primærproduktionen.

Gradient

Der er en kraftig gradient ud gennem Randers Fjord til Hevring Bugt med aftagende koncentrationer af næringssalte og klorofyl og stigende sigtddybde. Dette afspejler, at området primært tilføres næringssalte og organisk stof med Gudenåen inderst i fjorden, og at der sker en fortynding med vand fra Hevring Bugt ud gennem fjorden. Koncentrationerne af kvælstof, fosfor og klorofyl er op til en faktor 10 gange højere ved Gudenåen end i Hevring Bugt.

Fytoplankton

Der er en tendens til lavere klorofylindhold i den inderste del af Randers Fjord i forhold til tidligere år, og sigtddybden i fjorden var i 1992 generelt lidt lavere end i 1990-91, men relativt stor i forhold til tidligere målinger. I Hevring Bugt har primærproduktionen i årene 1989-92 været lavere end i 1985. To usædvanlige masseforekomster af fytoplankton blev i 1992 observeret i Hevring Bugt, nemlig *Phaeocystis* sp. i april-maj og *Nitzschia pseudodelicatissima* i august-oktober, begge efter relativt store tilførsler af næringssalte fra land og bundvand/sediment.

Iltforhold

I Randers Fjord er der ingen udviklingstendens i iltforholdene i perioden 1989-92. I Hevring Bugt var iltkoncentrationen i sensommeren 1992 generelt højere end tidligere, og der blev ikke registreret iltsvind i bundvandet. Ved dykkerundersøgelser af vegetationen blev der dog observeret pletvis iltfri sedimentoverflade på flere transekter i den vestlige og midterste del af Hevring Bugt i slutningen af juni.

Konklusion

Samlet vurderet er Randers Fjord stadig stærkt eutrofieret med høje næringssaltkoncentrationer, store biomasser af fytoplankton, lav sigtddybde og ingen næringssaltbegrænsning af primærproduktionen. I Hevring Bugt forekommer relativt høje næringssaltkoncentrationer, store fytoplanktonbiomasser, relativt høj primærproduktion, iltfrie forhold i sedimentoverfladen, samt forhøjet forekomst af eutrofieringsbetingede enårige makroalger. Målsætningerne for Randers Fjord og Hevring Bugt er således ikke opfyldt. Dette skyldes primært tilførsler af kvælstof og fosfor fra land, men frigivelse af fosfor fra depoter i sedimentet stammende fra tidligere års tilførsler, samt tilførsler af næringssalte fra de tilgrænsende havområder er også af betydning. Der er imidlertid tegn på en bedring i tilstanden i området p.g.a. en reduceret tilførsel af organisk stof og næringssalte, primært som følge af forbedret spildevandsrensning. Der blev således registreret et fald i koncentrationen af fosfor, og i Randers Fjord en tendens til forbedret sigtddybde i de sidste tre år i forhold til tidligere. I Hevring Bugt var primærproduktionen i perioden 1989-92 markant lavere end i 1985, hvilket kan skyldes en tiltagende fosforbegrænsning i forårsperio-

den og en kraftigere kvælstofbegrænsning i resten af produktionsperioden på grund af den generelt lavere kvælstofafstrømning i de senere år end i 1980'erne.

9.9 Århus Bugt - Kalø Vig

Belastning

Når afstrømningen fra dyrkede arealer korrigeres for forskelle i nedbøren, kan der ikke registreres noget fald i kvælstofudvaskningen i løbet af de 14 år, hvor tilførslen til Århus Bugt er målt. Kvælstoftilførslen i 1992 var ligesom i årene 1989-91 relativt lav sammenlignet med perioden 1978-88 p.g.a. mindre nedbør og afstrømning. Udbygning af spildevandsrensningen har medført en reduktion i kvælstofudledningerne på ca. 15% i forhold til perioden 1978-88. Fosfortilførslen til Århus Bugt er reduceret med mere end 80% i forhold til perioden 1978-89 og tilførslen af organisk stof med mere end 75% p.g.a. forbedret spildevandsrensning.

Næringssalte

Koncentrationen af total-N var relativt høj i 1992, hvilket viser, at tilførsler fra andre havområder, sedimentet m.m. var af stor betydning, selvom den tidsmæssige variation i koncentrationerne i nogen grad fulgte variationen i tilførslerne fra land. Kvælstof var potentielt begrænsende for primærproduktionen i perioden maj-november. Koncentrationen af fosfor var i 1992 lavere end tidligere, og der er sket et signifikant fald i fosforkoncentrationen gennem de sidste 3 år. Faldet er dog ikke proportionalt med reduktionen i tilførslen fra land, hvilket hovedsageligt skyldes frigivelse af fosfor fra sedimentet, samt tilførsler fra Kattegat. Fosfor var potentielt begrænsende for primærproduktionen i perioden marts-november.

Fytoplankton

Sigtdybden, fytoplankton biomassen og primærproduktionen afveg i 1992 ikke markant fra tidligere år. Der er dog en tendens til forøget sigtdybde og lavere primærproduktion i forhold til 1980'erne. Den forøgede sigtdybde kan være et resultat af den reducerede næringssalttilførsel, idet næringssaltbegrænsning i de øvre vandmasser kan medføre, at fytoplanktonet koncentrerer omkring springlaget, hvor der er større tilgængelighed af næringssalte.

Iltforhold

Iltforholdene i Århus Bugt i 1992 afveg ikke væsentligt fra forholdene i slutningen af 1980'erne, hvor lave iltkoncentrationer fandtes hyppigere og i længere perioder end i 1970'erne. Syd for udledningsrøret fra Marselisborg Rensningsanlæg og i Kalø Vig var iltkoncentrationen dog relativt høj i efteråret 1992, hvilket kan være et resultat af den forbedrede spildevandsrensning.

Konklusion

Samlet vurderet er Århus Bugt og Kalø Vig stadig eutrofieret. Der forekommer relativt høje næringssaltkoncentrationer, store fytoplanktonbiomasser, relativt høj primærproduktion og perioder med iltsvind. Endvidere er bunddyrene i hele området påvirket af tilførslerne af organisk stof og næringssalte. Bundvegetationens dybdeudbredelse er reduceret og mængden af epifytter er forholdsvis stor. Målsætningen for Århus Bugt og Kalø Vig er således ikke opfyldt. Dette skyldes tilførsler af næringssalte fra land og atmosfæren og fra tilstødende havområder, samt frigivelse af fosfor fra depoter i sedimentet stammende fra tidligere års tilførsler.

Der er dog tegn på en bedring i tilstanden i Århus Bugt p.g.a. en reduceret tilførsel af organisk stof og næringssalte, primært som følge af forbedret spildevandsrensning. Der blev således registreret et signifikant fald i koncentrationen af fosfor, der er tendens til et fald i primærproduktionens størrelse og tendens til forbedret sigtddybde. Der er en klar forbedring af forholdene for bunddyrene i området omkring udledningsrøret fra Marselisborg Rensningsanlæg, hvor der er sket genindvandring af følsomme arter som sømus og slangestjerner.

9.10 Horsens, Vejle og Kolding fjorde

Belastning

Næringssalttilførslen finder overvejende sted til den inderste del af fjordene og forårsager en aftagende gradient ud mod åbent farvand. Kvælstofbelastningen var i 1992 ca. 25% større end i 1991, hvilket primært skyldes en stor kvælstofafstrømning i november og december efter fytoplanktonets vækstperiode. Der ses ingen generel udvikling i kvælstofbelastningen, der afspejler variationen i nedbørs- og afstrømningsforskelle mellem årene. Fosforbelastningen har som følge af udbygning af rensningsanlægene været faldende gennem årene, især til Horsens Fjord. De store centrale anlæg er færdigbygget i 1993, hvorefter både kvælstofudledningen i sommerperioden og fosforudledningen til fjordene vil falde markant.

Næringssalte

Kvælstof var potentielt begrænsende for primærproduktionen i sommer- og efterårsperioden, og i modsætning til tidligere år var fosfor også potentielt begrænsende i efterårsperioden, sammenfaldende med stor udstrømning fra Østersøen. Silikat var muligvis begrænsende for kiselalgeproduktionen i visse dele af fjordene i august. Næringssaltkoncentrationerne i fjordene i 1992 adskilte sig ellers ikke markant fra tidligere år.

Fytoplankton

Sigtddybden har i yderfjordene været større i de senere år end i midten af 1980'erne. Der har i alle fjordene været masseopblomstring af fytoplankton i 1992, og forhøjede koncentrationer af potentielt giftige alger gav i perioder anledning til lukning af muslingefiskeri, specielt i Vejle Fjord. Den gennemsnitlige fytoplanktonbiomasse var i alle fjorde på niveau med 1989-91. I Kolding inderfjord ses en stigende tendens, mens der i Horsens inderfjord ses en faldende tendens gennem perioden 1989-92.

Iltforhold

Iltforholdene var i 1992 værre end i de seneste par år, idet der forekom decideret iltsvind i første halvdel af september. Dog var perioden med relativt lave iltindhold kortere end i 1991.

Bunden

Der er ikke siden 1991 sket væsentlige ændringer i bundvegetationen. Fjordene udviser fortsat en stigende gradient i både artsantal og dybdeudbredelse for såvel blomsterplanter som makroalger fra inderfjord til yderfjord. I Kolding og Vejle fjorde påvirkedes bundfaunaen af langvarige iltsvind i henholdsvis 1989 og 1988/89. Efterfølgende er bundfaunaen retableret, og der er ikke set tegn på negative påvirkninger af faunaen frem til 1992. Dog indtraf der bunddyrdød inderst i Vejle Fjord sommeren 1991, formentlig som følge af dårlige iltforhold under måtter af sammenskyttet søsalat.

<i>Konklusion</i>	Miljøtilstanden i fjordene lever ikke op til den fastsatte generelle målsætning p.g.a. næringssalttilførslerne.
<i>Næringssalte</i>	<p>9.10.1 Juelsminde - Endelave</p> <p>Kvælstof var potentielt begrænsende for primærproduktionen i en væsentlig længere periode end i inderfjordene. Fosfor var potentielt begrænsende i en forårs- og efterårsperiode. Silikat var potentielt begrænsende for kiselalgeproduktionen i august.</p>
<i>Fytoplankton</i>	Ved Endelave fandtes flere usædvanlige masseopblomstringer af fytoplankton, og den gennemsnitlige fytoplanktonbiomasse var i 1992 fordoblet i forhold til perioden 1989-91.
<i>Bundvegetation</i>	Bundvegetationen i området er generelt meget artsrig med god dybdeudbredelse, der hvor bundforholdene er varierede. Ålegræssets dybdegrænse er dog omkring 6 m mod 10-11 m ved århundredeskiftet. Langs Juelsminde-Snaptun kysten tyder udbredte forekomster af enårige grønalger på helt lavt vand på en lokal næringssaltpåvirkning, som ikke findes tilsvarende langs Endelaves kyster.
<i>Bundfauna</i>	Bundfaunaen i området er præget af de bedre fysiske forhold. Således træffes her en mere artsrig fauna end i fjordene, og der er ikke konstateret negative påvirkninger af f.eks. iltsvind på faunaen i perioden 1989-92.
<i>Konklusion</i>	Den generelle målsætning er opfyldt for det kystnære farvand omkring Endelave. Juelsminde-Snaptun kysten er derimod påvirket af lokale næringssaltkilder. Miljøtilstanden i resten af området er overvejende et resultat af den generelle "baggrundsbelastning" i det nordlige Bælthav.
9.11 Sønderjyske fjorde	
<i>Belastning</i>	Kvælstofbelastningen til de sønderjyske fjorde har gennem perioden 1990-92 ikke været væsentlig forskellig fra belastningen i 1986, hvorimod fosforbelastningen allerede fra 1990 har været reduceret med ca. 50% i forhold til 1986.
<i>Hydrografi</i>	Hydrografisk var 1992 atypisk, idet saltholdigheden i vintermånederne var 2-4‰ højere end normalt, og gennem året var vandmasserne skiftevis domineret af udstrømmende brakt Østersøvand og vandmasser med høj saltholdighed, som i perioder fortrængtes til de dybereliggende lag. Den usædvanlig kraftige indstrømning af Østersøvand i oktober fik afgørende betydning for afslutningen af iltsvindet.
<i>Iltudvikling</i>	Gennem perioden 1988-92 er iltforholdene i de dybe områder generelt blevet forbedret i forårs månederne (april-juni), hvorimod iltforholdene i efterårsmånederne (august-oktober) generelt er forværret.
<i>Resuspension - effekter</i>	<p>9.11.1 Haderslev Fjord</p> <p>De hydrografiske forhold i Haderslev Fjord er stærkt påvirket af vandudvekslingen med Lillebælt. De skiftende vandmasser</p>

medfører en relativt høj turbulens, og området er derfor præget af vekslende resuspension og sedimentation, hvilket bl.a. medfører stor sedimentation af organisk materiale på bundvegetationen, som derved får dårlige vækstbetingelser. I perioderne mellem resuspensionshændelserne f.eks. i den varme og vindstille juni 1992 skaber dette dårlige iltforhold ved bunden, hvilket sandsynligvis er medvirkende til et reduceret antal bunddyr observeret i august 1992. Iltsvindet på lavt vand startede allerede i begyndelsen af juni med udbredte områder med svovlbakterier. På dybere vand forekom iltsvind med under 2 mg/l kortvarigt i begyndelsen af juli.

Belastning - effekter

Der er en faldende tendens i fosforbelastningen til fjorden, hvorimod kvælstofbelastningen gennem de seneste 3 år har været uændret. Der er en svagt faldende tendens i vinter-fosfat. Der er ikke observeret usædvanligt høje fytoplankton koncentrationer. Antallet af bunddyr er stærkt reduceret. Bundvegetationen i den indre del af fjorden er uændret i forhold til de foregående år, hvorimod såvel tæthed som dybdeudbredelse ved fjordmundingen var stærkt reduceret i 1992. Sammenfattende vurderes eutrofieringsforholdene i Haderslev Fjord at være forværret i 1992 i forhold til 1991.

Næringssalte

9.11.2 Genner Fjord

Kvælstofbelastningen var uændret i forhold til 1991, men 53% af kvælstofbelastningen i 1992 blev tilført i november-december, og medførte høje kvælstofkoncentrationer i fjorden i december. Fosforbelastningen har været faldende gennem de seneste 3 år.

Iltforhold

På trods af områdets store vanddybder og det snævre område midt i fjorden sker der fra tid til anden en total udskiftning af vandmasserne, hvorved eventuelle iltsvind afbrydes. Dette skete ved en usædvanlig stor indstrømning af brakt Østersøvand i oktober 1992. Der forekom et kortvarigt iltsvind i den inderste del af fjorden i juli. I den yderste del var der iltsvind i juli-september med under 2 mg/l i august. Iltsvindet medførte frigivelse af fosfor fra sedimentet, men vandmassen med de forhøjede fosforkoncentrationer blev udskiftet i oktober. Generelt har iltforholdene i Genner Fjord været relativt gode i hele perioden 1988-92.

Udvikling

Sommerkoncentrationen af klorofyl har ikke ændret sig markant i perioden 1988-92. Der synes at være etableret en varieret bundfauna i den inderste del af fjorden, hvorimod forholdene for bundvegetationen langs kysterne er forværret. De store sammenkittede mikroalge-tæpper, der har præget fjorden i 1991 og 1992, har medført en væsentlig forringelse af bundvegetationen.

Iltforhold - bundfauna

9.11.3 Åbenrå Fjord

De rolige vindforhold gennem sommermånederne medførte alvorlige og langvarige iltsvind i de bundnære vandmasser. De relativt gode iltforhold i forårs månederne gav gode vækstforhold for bunddyr, men kun få har formentlig overlevet det alvorlige iltsvind i efterårsmånederne.

Næringssalte - fytopl.

I perioden 1990-92 er fosfatkoncentrationerne faldet i fjorden, hvorimod total-N er relativt uændret gennem samme periode.

Koncentrationerne af kvælstof var dog lavere end i 1988-89. Klorofylkoncentrationen i vækstperioden var i 1992 ikke væsentlig forskellig fra niveauet i perioden 1988-91. Planktonalge-maksima indtraf primært i forbindelse med, at næringsrigt bundvand blev bragt op til overfladen. Der var ikke nogen umiddelbar sammenhæng mellem variationen af næringsalte i overfladen og primærproduktionen, hvorimod der var god korrelation med total-N i bundvandet ($r=0,70$). Dette skyldes formentligt, at den lokale belastning i vintermånederne skylles ud af fjorden med den store vandudveksling, mens bundvandet er påvirket af den mere regionale vinterbelastning.

Bunden

I den inderste del af Åbenrå Fjord er antallet af bunddyrarter og individer stigende. Ålegræssets dybdegrænse er i 1992 reduceret 1-2 m i forhold til 1991, samtidig er mængderne af såvel løstliggende trådalger som sammenhængende belægninger af organisk stof og mikroalger tiltaget i 1992. Der er således i 1992 ikke konstateret nogen væsentlig forbedring i eutrofieringsforholdene i Åbenrå Fjord.

Belastning

9.11.4 Als og Augustenborg fjorde

I perioden januar-april tilførtes 35% af 1992 årsbelastningen med kvælstof til Als og Augustenborg fjorde. I sommermånederne var belastningen meget ringe, og med de store nedbørsmængder i november-december tilførtes 50% af årsbelastningen.

Næringsalte - fytopl.

Forårsopblomstringen af planktonalger indtraf i forbindelse med indtrængning af brakt Østersøvand. Umiddelbart efter forårsopblomstringen var der masseopblomstring af *Chrysochromulina spp.*, der forårsagede stor fiskedødelighed i havbrug. Muslingefiskeriet var i Als Fjord stoppet i august p.g.a. opblomstringer af *Dinophysis spp.* I Augustenborg Fjord ses en tydelig sammenhæng mellem ændringer i belastningen og koncentrationen af næringsalte i fjorden. Der synes desuden at være en rimelig sammenhæng mellem vinterkoncentrationen af total-N og primærproduktionen/klorofyl den følgende sommer ($r=0,75/0,54$). Den reducerede fosforbelastning har således ikke medført lavere primærproduktion.

Iltsvind

Der var udbredt iltsvind i Als Fjord i juli-september. Iltsvindet blev afbrudt ved indtrængen af iltrige vandmasser med lav saltholdighed i oktober.

Bunden

Bundfaunaen var fortsat usædvanlig arts- og individfattig i Augustenborg Fjord, hvorimod arts- og individantallet er stigende i Als Fjord. Der er øget udbredelse og variation i algevegetationen i Als Fjord, hvorimod udbredelsen af ålegræs i Augustenborg Fjord og den inderste del af Als Fjord er reduceret dramatisk eller helt manglende.

Næringsalte

9.11.5 Flensborg Fjord

Den samlede udledning af næringsalte fra dansk og tysk side er i 1992 uændret for kvælstof, hvorimod fosforbelastningen er faldende. Koncentrationerne af næringsalte er stadig generelt høje i fjorden.

<i>Fytoplankton</i>	Primærproduktionen er stigende i inderfjorden, mens den i yderfjorden har været svagt aftagende gennem de seneste år. Der var masseopblomstringer af en række fytoplanktonarter gennem 1992.
<i>Iltsvind</i>	Kraftige forårsstorme medførte i inderfjorden en total opblanding af vandmasserne, hvilket forhindrede, at der opstod iltsvind i forårs månederne som i de 2 foregående år. Iltsvindet begyndte i inderfjorden først i juli p.g.a. en temperaturbetinget lagdeling. I august forværredes iltforholdene drastisk med iltindhold under 4 mg/l på dybder over 4-5 m og ingen ilt på dybder over 6 m. Iltforholdene bedredes i september, men iltsvindet blev først afbrudt i oktober ved indstrømning af iltrigt, brakt Østersøvand. Det usædvanlig omfattende iltsvind i juli-august medførte en kraftig forøgelse af fosforkoncentrationerne i bundvandet, og medførte i inderfjorden stor dødelighed på blåmuslingebankerne langs kysterne.
<i>Bunden</i>	Bundfaunaen var før iltsvindet forbedret i hele fjorden. Dybdegrænsen for ålegræs var derimod generelt lavere end i 1991. Eutrofieringstilstanden var i 1992 generelt forværret i forhold til de foregående år. Dette var mest udtalt i inderfjorden.

9.11.6 Konklusion for sønderjyske fjorde

Miljøtilstanden i de sønderjyske fjorde er generelt uændret i forhold til de foregående år. I nogle områder er der observeret mindre forbedringer, mens tilstanden i andre områder er blevet forværret. Den generelle målsætning er stadig ikke opfyldt i de sønderjyske fjorde.

9.12 Lillebælt

<i>Belastning</i>	Der er i de senere år sket en væsentlig reduktion i udledningen af fosfor fra især de større punktkilder. Faldet skyldes primært, at Kemira/Superfos i Fredericia i 1992 kun udledte 6 t fosfor imod 445 t i 1986. Der er ikke sket en nedgang i kvælstofbelastningen fra det åbne land, når der korrigeres for forskelle i nedbør og afstrømning fra år til år. For punktkilderne kan der noteres et fald i kvælstofudledningen, som især skyldes, at Kemira/Superfos har reduceret udledningen med 800 t fra 1986 til 1992, men også den forbedrede spildevandsrensning har haft betydning, og der vil i 1993 ske en yderligere reduktion.
<i>Hydrografi</i>	Tre større udstrømningshændelser fra Østersøen i marts-april, maj-juni og september-oktober sænkede periodevis saltholdigheden betydeligt i hele Lillebælts overflade. En større indstrømning fandt sted i juni-august og forhøjede saltholdigheden i bundlaget. Vandtemperaturen var i overfladen i maj-august over normal. Det samme var tilfældet i bundvandet i det sydlige Lillebælt i juli-oktober.
<i>Næringsalte</i>	Koncentrationen af næringsalte var som i tidligere år tydelig højere i Snævringen end i den øvrige del af Lillebælt. Dette skyldes dels

lokale kilder, og dels lokal opblanding mellem overflade- og bundlag. Kvælstofkoncentrationerne i Lillebælt korresponderer med kvælstofafstrømningen fra land. Den lave afstrømning i januar-februar og den store afstrømning i november-december falder tidligt sammen med henholdsvis lave og høje kvælstofkoncentrationer i Lillebælt. Generelt var næringssaltkoncentrationerne på samme niveau som tidligere år, undtagen i det nordlige Lillebælt i august-oktober, hvor fosforkoncentrationerne var tydeligt under normalen.

Fytoplankton

Fytoplanktonets koncentration og produktion afspejler i hovedtræk udviklingen i næringsstofbelastningen og udviste i det nordlige og mellemste Lillebælt en faldende tendens frem til 1990. I 1992 var fytoplanktonproduktionen atter forhøjet i hele Lillebælt. Der registreredes flere masseforekomster af planktonalger i 1992: Om foråret af stilkalgen *Chrysochromulina* spp. og i sensommeren af kiselalgen *Nitzschia pseudodelicatissima*, der begge er potentielt giftige. Envidere sås høje koncentrationer af den toksiske blågrønalge *Nodularia spumigena* i det sydlige Lillebælt. Muslingefiskeriet i Lillebælt var i flere perioder i sommeren og efteråret 1992 lukket p.g.a. forekomst af potentielt giftige furealger.

Iltsvind

Udbredt iltsvind ved bunden optrådte ikke før i juli i det sydlige Lillebælt og nord om Als ind i Åbenrå Fjord. Efterfølgende havde det nordlige Lillebælt og Vejle Fjord vekslende iltforhold med iltindhold mellem 2 og 4 mg/l i perioder, og i september under 2 mg/l i dele af Vejle Fjord. I det sydlige Lillebælt var der lange perioder med meget lave iltindhold, der undertiden nærmede sig nul. Sammenlignet med perioden 1976-91 var iltindholdet lavere end sædvanligt i august-oktober 1992 i det sydlige Lillebælt og i oktober i det nordlige Lillebælt. Analyser af udviklingen i bundvands iltindhold i perioden 1976-92 viser aftagende iltindhold i sommerperioden både i det nordlige og det sydlige Lillebælt.

Bundvegetation

Der blev i 1992 registreret en generel forbedring af bundvegetationsforholdene i de åbne dele af Lillebælt. Der blev således registreret færre enårige trådformede grønalger. Samtidig var antallet af flerårige rødalger gået frem flere steder. Flerårige, mere stabile arter er således blevet mere dominerende. Ved Pøls Hug vinder den forholdsvis nyindvandrede brunalge langfrugtet klørtang mere og mere indpas på lavt vand, hvor den udkonkurrerer blæretang. Dybdeudbredelsen har hverken for ålegræs eller makroalger ændret sig markant siden 1985.

Bundfauna

Sammenlignende undersøgelser af bundfaunaen i Lillebælt viser en markant ændring i bunddyrsamfundene fra 1911-34 til 1990. I områder over springlaget er faunaen eutrofieringspåvirket, mens den i områder under springlaget er forarmet p.g.a. iltsvind. Fra 1990 til 1992 er der i det nordlige Lillebælt en tendens til bedre forhold for bundfaunaen. I det sydlige Lillebælt er forholdene forværret i nogle områder men svagt forbedret i andre, der periodevis har været uden dyreliv.

Konklusion

De vedtagne vandmiljømålsætninger for Lillebælt er ikke opfyldt. Årsagen hertil er for store tilførsler af næringssalt, især kvælstof. Der er fortsat store problemer med forhøjede koncentrationer af

næringssalte, øget fytoplanktonproduktion, opblomstring af potentielt giftige alger, nedsat dybdegrænse for bundvegetationen, udbredte iltsvind og eutrofieringspåvirkning af bundfaunaen. Tilstanden i Lillebælt er således stadig langt fra forholdene før den øgede næringssaltbelastning, omend mindre forbedringer i visse områder nu kan spores, bl.a. ved lavere næringssaltkoncentrationer i Snævringen i det nordlige Lillebælt.

9.13 Fynske farvande

Belastning

Den samlede årsbelastning med kvælstof var i 1992 11% mindre end middel for perioden 1976-87. Den mindre kvælstofbelastning skyldes både mindre afstrømning, men især reduktion i kvælstofudledning fra punktkilder, der i 1992 er blevet reduceret med 45% i forhold til middel for perioden 1976-87. Den diffuse kvælstoftilførsel fra det dyrkede land er uændret, når der korrigeres for den lavere ferskvandsafstrømning. Fosforbelastningen er i 1992 reduceret med 71% i forhold til middel for perioden 1976-87, hvilket skyldes en 80% reduktion i fosforudledningen fra rensningsanlæg.

Atmosfæredeposition

Den atmosfæriske kvælstof- og fosforbelastning af de fynske kystvande svarede i 1992 til henholdsvis 82% og 46% af belastningen fra land. Om sommeren, når afstrømningen fra land er lav, udgør depositionen fra luften til tider størsteparten af kvælstof- og fosforbelastningen af kystvandene.

Hydrografi

9.13.1 Åbne kystvande

To mindre udstrømninger fra Østersøen registreredes i de fynske farvande i januar og marts-april og to større i maj-juni og september-oktober. De største indstrømninger fra Kattegat forekom i juni og oktober. Saltholdigheden afveg ikke markant fra tidligere år, dog var den i perioden januar-marts højere end normalt. På grund af den milde vinter lå vandtemperaturene i februar-marts 2-5 °C over medianværdierne for perioden 1976-91, og overfladetemperaturene var relativt høje under hedeølgen i maj-juni.

Næringssalte

I de åbne dele af de fynske kystvande var såvel kvælstof- som fosforkoncentrationerne i 1992 nær det normale sammenlignet med perioden 1976-91. Den væsentlig reducerede fosfortilførsel slår kun igennem i de mere lukkede kystnære områder som Odense Fjord og Svendborg Sund. I sidstnævnte område ses også en effekt af den reducerede kvælstoftilførsel fra spildevand.

Fytoplankton

Fytoplanktonets årsproduktion var i 1992 højere end i de to foregående år, både i Det Sydfynske Øhav og i de åbne kystvande. Ligeledes er der i de to sidste år observeret en stigning i fytoplanktonets kulstofbiomasse. Den forhøjede årsproduktion i 1992 kan hænge sammen med en relativt høj tilførsel af næringssalte fra marts til begyndelsen af maj, samt den store solindstråling i maj-juli. Forårsopblomstringen fandt som normalt sted i midten af marts, hvilket er ca. en måned senere end i 1991. Der registreredes i 1992 to masseforekomster af potentielt giftige alger: Om foråret af stilkalgen *Chrysochromulina spp.* og om efteråret af kiselalgen *Nitzschia pseudodelicatissima*. Endvidere er som i de foregående år

observeret en betydelig sommeropblomstring af kiselalgen *Rhizosolenia fragilissima*.

Iltsvind

De første iltsvindshændelser i 1992 optrådte i juli i farvandet nord for Fyn, de dybere dele af Det Sydfynske Øhav og i Langelandsund. Gennem perioden juli-oktober blev efterfølgende samtlige væsentlige farvandsafsnit rundt om Fyn ramt af iltsvind med iltindhold mellem 2 og 4 mg/l. I Ærøbassinet og Ringsgårdbassinet var iltindholdet i længere perioder under 2 mg/l. Iltsvindet ophørte i alle farvandsafsnit i oktober/november i forbindelse med efterårets omrøring af vandmasserne. Analyser af den tidlige udvikling i perioden 1976-92 viser aftagende iltindhold i bundvandet i de fynske kystvande, både i april-juni og august-oktober. Årlige minimum iltindhold er ligeledes faldende gennem perioden med enkeltår som undtagelser.

Bundvegetation

Siden århundredskiftet er der sket meget væsentlige ændringer i struktur og udbredelse af bundvegetationen i de fynske kystområder. Dybdegrænsen for ålegræs er reduceret fra 8-10 m til 4-6,7 m, og de ålegræsdækkede arealer er reduceret til under halvdelen, mest markant i fjordområderne. Dybdegrænsen for makroalger er gået tilbage fra 30-35 m til 11-12 m. Forekomsten af trådalger og søsalat er tiltaget stærkt og har medvirket til en tilbagegang af de flerårige makrofyter. Denne uheldige udvikling må tilskrives den øgede næringssaltbelastning af de kystnære områder, der har fremmet vækst af fytoplankton og trådalger. I 1992 observeredes på flere lokaliteter markante ændringer i vegetationsforholdene i forhold til perioden 1986-1991. På alle lokaliteter er der således observeret en reduktion i mængden af løstdrivende enårige trådalger. Ved Æbelø, Vresen og Tetens Grund er forekomsten af langfrugtet klørtang *Fucus distichus* blevet reduceret og erstattet af andre *Fucus*-arter. Ved Vejsnæs Nakke er observeret en markant forøgelse af flerårige makroalgers udbredelse og dækningsgrad. I Det Sydfynske Øhav er der observeret en reduktion både i mængden af trådalger og i udbredelsen af havgræs *Ruppia spp.* (for havgræs vedkommende muligvis p.g.a. høje vandtemperaturer på lavt vand sommeren 1992). Den mest markante vegetationsændring observeret i 1992 er elimineringen af ålegræs *Zostera marina* på en række lokaliteter (Gamborg Fjord, dele af Odense Fjord og ved Tetens Grund). De før så tætte forekomster af ålegræs er her næsten forsvundet, uden at årsagen hertil er klarlagt.

Bundfauna

I sedimentationsbassinerne i Lyø Krog og Ringsgårdbassinet er bundfaunaen påvirket af tilbagevendende iltsvind hvert efterår, med dominans af eutrofierings- og iltsvindstolerante arter, ofte med lave arts- og individantal og enkelte år næsten faunaløse. På mindre vanddybde end 12-15 m, hvor iltsvind sjældent optræder, domineres faunaen generelt af eutrofieringstolerante arter, ofte i store tætheder. Båring Vig, ud for Dalby Bugt og Langelandssund er eksempler på sådanne områder. I de centrale dele af farvandet nord for Fyn ses ikke umiddelbart en sammenhæng mellem iltsvindshændelser og nedgang i iltsvindsfølsomme arters forekomst og tæthed.

9.13.2 Fjorde

Belastning Den landbaserede næringsstofbelastning af en række af de fynske fjorde er blevet reduceret. Den største belastningsreduktion er sket til Kertinge Nor/Kerteminde Fjord, hvor reduktionen er i en størrelsesorden, der svarer til Vandmiljøplanens mål om 50% og 80% reduktion for henholdsvis kvælstof og fosfor. For alle fjordene er belastningsreduktionen sket som følge af udbygning af spildevandsrensningen.

Næringsalte Belastningsreduktionen har i flere af fjordene ført til reducerede næringsstofkoncentrationer i sommerperioden og for fosfor også i vinterperioden. Samtidig kan der iagttages ændringer i de biologiske systemer i form af mindre kraftige søsalat- og trådalgebevoksninger.

Kertinge Nor Denne udvikling er også set i Kertinge Nor, men der skete i sommeren 1992 en kraftig omvæltning i det biologiske system som følge af en usædvanlig kraftig intern belastning fra næringsstofpuljerne i sedimentet, muligvis som følge af uheldige meteorologiske omstændigheder. Sådanne udviklinger kan ses som en følge af tidligere tiders kraftige belastning, der har ændret det biologiske system og ført til store næringsstofpuljer i sedimentet, samtidigt med at Kertinge Nor er et meget følsomt område som følge af ringe vandskifte.

9.13.3 Nor og strandsøer

Nor Der kan konstateres en væsentlig reduktion i næringsstofbelastningen fra spildevand af de fynske nor. Årsbelastningen med fosfor er derved reduceret i størrelsesordenen 50%, men i norene er fosforkoncentrationerne om sommeren stadig meget høje som følge af intern fosforbelastning fra sedimentet. Da kvælstofbelastningen fra det åbne land udgør næsten hele kvælstofbelastningen, kan den reducerede spildevandsbelastning ikke registreres på årsbelastningen. På trods heraf kan den reducerede kvælstofbelastning fra spildevand have stor betydning i norene i sommermånederne, hvor næsten hele kvælstofbelastningen stammer fra spildevand.

Strandsøer De fynske strandsøer er ikke belastede med spildevand fra større bysamfund, men forholdene i Emtækær Nor viser, at en strandsø er et meget følsomt område som følge af det dårlige vandskifte. Selv belastningen fra enkeltliggende ejendomme og jordbruget i et lille opland er tilstrækkeligt til at ødelægge miljøforholdene i en lavvandet strandsø.

9.13.4 Konklusion for fynske farvande

De vedtagne målsætninger for langt hovedparten af de kystnære havområder er ikke opfyldt. Dette skyldes for store tilførsler af næringsstoffer, primært kvælstof. Således er målsætningen "godt fiskevand" ikke opfyldt i Lillbæltregionen, Det Sydfynske Øhav, farvandet nord for Fyn og i de lavvandede og mere lukkede fjorde, nor, vige og strandsøer, og i Storebælt er målsætningen truet p.g.a. tilbagevendende iltsvind. Udbygning af rensningsanlæg har betydet væsentlige reduktioner i kvælstof- og fosforbelastningen fra spildevand, og Vandmiljøplanens reduktionsmål er omtrent nået for byernes vedkommende. Dette har i visse kystvande haft en positiv effekt på vandkvaliteten. Når det gælder langt den største kvælstof-

kilde, landbruget, er der endnu ikke sket nogen reduktion i belastningen med kvælstof og fosfor, hvilket er hovedårsagen til at målsætningerne stadig ikke er opfyldt.

9.14 Vestsjællandske kystvande

Belastning

Kvælstofbelastningen var i 1992 den højeste i perioden 1989-92, hvilket generelt svarer til variationerne i afstrømningen. Fosforbelastningen har været konstant faldende gennem samme periode, og Vandmiljøplanens reduktionsmål vedrørende spildevand fra byer og industri er næsten nået i 1992.

Næringsalte

9.14.1 Fjordområder

Den lave afstrømning og kvælstofbelastning i vinteren 1992 afspejles generelt i lavere vinterkoncentrationer af kvælstof end i 1991. Vinterkoncentrationerne af fosfor er de lavest målte i perioden 1989-92, men kun i Kalundborg Inderfjord og Skælskø Fjord og Nor ses et konstant fald i total-P og i Holbæk Fjord et konstant fald i fosfat gennem hele perioden.

Fytoplankton

Primærproduktionen er i de forskellige områder uafhængig af det observerede fald i fosfatkoncentrationerne. Kun i enkelte områder som Holbæk Fjord og Lammefjorden kan forårsproduktionen potentielt være fosfatbegrænset. Produktionen er i sommerperioden overalt potentielt kvælstofbegrænset. Biomassen varierer meget fra år til år uden nogen generel tendens, mens sigtdybden i Isefjordssystemet i 1992 var den største siden 1989. Den øgede eutrofiering har medført, at primærproduktionen er steget markant gennem de sidste 30-40 år. I Isefjord er produktionen fordoblet siden 1970'erne.

Bundfauna

På grund af den øgede eutrofiering er der sket en tilslamning af havbunden med stigende indhold af organisk stof. Dette har medført ændringer i bunddyrenes forekomst og fordeling. Idag findes typisk en forekomst af forureningstolerante arter med dominans af en enkelt eller meget få arter. Af flerårige arter som muslinger findes kun små individer, hvilket viser, at de fleste ikke overlever fra år til år.

Iltsvind

Der observeres jævnligt iltsvind i Isefjordssystemet og Kalundborg Fjord, dog oftest af kortere varighed. I 1992 blev der kun observeret iltsvind i Isefjord.

Næringsalte

9.14.2 Åbne kystområder

De gennemsnitlige vinterkoncentrationer af nitrat i overfladen i 1992 var de lavest målte siden 1989, og fra Kalundborg Fjord mod syd gælder dette også for bundvandet og for total-N. Vinterkoncentrationerne i overfladelaget af total-P var ligeledes de lavest målte siden 1989, undtagen i Storebælt og Smålandsfarvandet. Koncentrationerne af fosfat var de lavest målte både i overfladen og bundvandet, undtagen i det sydvestlige Kattegat.

Fytoplankton

Primærproduktionen var i produktionsperioden overalt potentielt kvælstofbegrænset. Produktionen var fra Asnæs mod nord den laveste siden 1989, undtagen i den østlige del af Sejerø Bugt. Fra

Jammerland Bugt og mod syd var produktionen den højeste siden 1989. Biomassen var i sommerperioden højere end i 1991 og var i flere områder den højest målte siden 1989. Der er ingen tendens i udviklingen i sigtdybden. Siden begyndelsen af 1980'erne er produktionen fordoblet i Jammerland Bugt, og i Storebælt er den tredoblet siden 1950'erne.

Iltsvind

Der målttes iltsvind i samtlige områder i 1992. I det sydvestlige Kattegat, Sejerø Bugt og Jammerland Bugt målttes under 2 mg/l, og i Sejerø Bugt nåede iltindholdet ned på nul.

Bundfauna

Tilslamning og ophobning af organisk stof på havbunden er mindre i de åbne kystvande end i fjordområderne, men der ses en stigning i flere områder fra midten af 1980'erne til 1992. Bundfaunaen domineres generelt af få arter og arter, der er tolerante overfor moderat til høj organisk belastning. Kun i Sejerø Bugt ses en kraftig effekt af iltsvind på bundfaunaen. Her findes i gennemsnit pr. år kun 4 arter mod 16 i de øvrige åbne kystvande.

9.14.3 Konklusion for vestsjællandske kystvande

I alle fjordområder og nor er de vedtagne målsætninger ikke opfyldt. I de åbne kystvande er målsætningen truet eller ikke opfyldt (dele af Sejerø Bugt, Jammerland Bugt og Musholm Bugt, og Aggersø Sund), bl.a. på grund af tilbagevendende alvorlige iltsvind. Årsagen hertil er for store tilførsler af næringsalte.

9.15 Roskilde Fjord

Belastning

Der er sket en markant nedgang i fosforbelastningen til Roskilde Fjord i de seneste år. Dette er ikke tilfældet med kvælstofbelastningen, der er mere relateret til nedbøren, men kvælstofbelastningen fra det åbne land til den sydlige del af Roskilde Fjord er relativt beskeden (ca. 8 kg N/ha/år mod landsmiddel ca. 20 kg N/ha/år) p.g.a. intensiv vandindvinding i området.

Hydrografi

Roskilde Fjord har et relativt ringe vandskifte, og der er for de fleste parametre (undt. salinitet) en aftagende gradient ud gennem fjorden. De hydrografiske forhold var præget af den varme tørre sommer med ringe afstrømning og stor fordampning, og saliniteten steg i den sydlige del med 3‰ fra marts til november.

Næringsalte

Næringssaltniveauet var i 1992 uændret i forhold til tidligere år, dog er der tendens til et fald i sommermiddel koncentrationerne af silikat.

Fytoplankton

Sigtdybden var i 1992 reduceret i forhold til de sidste 2-3 år, men klorofylindholdet var stadig lavt gennem det meste af året med undtagelse af maj og august, hvor der i den sydlige del blev registreret planktonopblomstringer med høj primærproduktion. Produktionen er dog stadig lav i Roskilde Yderbredning, men i Roskilde Vig blev der målt meget stor øgning i primærproduktionen. Fytoplanktonet var gennem hele året domineret af små monader. Kiselalger begyndte først at dominere i august i forbindelse med en fytoplanktonopblomstring. På trods af det relativt

lave vandskifte er der en dårlig sammenhæng mellem udviklingen i belastning, koncentrationerne i vandet og fytoplanktonproduktionen. En forklaring på dette kan være, at benthos både i form af muslinger, der filtrerer plankton fra vandet, og makrofytter, der konkurrerer med fytoplanktonet om næringssalte, har stor betydning for forholdene i pelagialet.

Iltforhold

Iltforholdene er generelt gode p.g.a. lav vanddybde og opblanding, men i sommerperioden 1992 blev der registreret iltsvind i de dybe huller.

Bundfauna

Bundfaunaen i Roskilde Yderbredning viste en vedvarende dominans af blåmuslinger, men i forhold til de sidste par år er der registreret en nedgang i antal og biomasse af bunddyr.

Bundvegetation

I forhold til 1991 var der en procentvis større dækning af søsalat og enårige rødalger i 1992. Ålegræssets dybdeudbredelse var meget lav i 1992, og produktionen var tilsvarende lav p.g.a. dårligere sigt end i de foregående 2-3 år.

Konklusion

Målsætningerne for Rodkilde Fjord er ikke opfyldt. I den sydlige del af fjorden skyldes det den massive spildevandstilledning fra det relativt tæt bebyggede opland. Det vil sige, at det er lokale forhold, der har betydning for vandkvaliteten. Derfor må der også forventes en relativt stor effekt af udbygning af spildevandsrensningen. Den største hindring for en forbedring af vandkvaliteten i den sydlige del af fjorden er den store pulje af fosfor i sedimentet, som langsomt frigives, og som mange år frem vil give et højt fosfor-niveau i vandet specielt om sommeren.

9.16 Øresund

Hydrografi

Øresund er et gennemstrømningsfarvand og derfor både belastet af lokale og grænseoverskridende kilder, hvor de lokale kilder har væsentlig betydning i de mere lukkede kystnære områder. De grænseoverskridende påvirkninger bestemmes af de hydrografiske forhold, idet Øresund påvirkes af gennemstrømmende vand fra Kattegat og Østersøen. Vind og strømretning, samt skiftet mellem springlagsdannelse og opblanding i vandsøjlen, er derfor af stor betydning for miljøet i det mere åbne Øresund.

Belastning

Mere end 90% af belastningen med både kvælstof og fosfor til det centrale Øresund stammer fra punktkilder. Kvælstofbelastningen var i 1992 uændret i forhold til 1989, idet reduktion i udledningen fra andre rensningsalæg ophævedes af en øget udledning fra Lynetten. Fosforbelastningen i det centrale Øresund er derimod reduceret med mere end en femtedel siden 1989. Selv om der kun findes skønsmæssige opgørelser af udledninger via overløbsbygværker, faldt sådanne udledninger i 1992 p.g.a. den lave nedbør. Niveauet af næringssalte har været uændret i perioden 1985-1992.

Fytoplankton

Primærproduktionen er i sommerperioden kvælstofbegrænset, og adskilte sig i 1992 i overensstemmelse med den uændrede kvælstofbelastning ikke fra de foregående år. Der var dog på de kystnære

stationer en tendens til et fald, især i Københavns Havn, hvor næringssalttilførslen til dels afhænger af udledninger fra overløbsbygværker, og der var en markant forøgelse af sigtdybden på disse stationer i forhold til 1991.

Iltforhold

Iltforholdene i de dybere dele af Øresund var i 1992 generelt dårligere end i de foregående år, idet der optrådte iltsvind både forår og efterår. Der blev desuden målt lave koncentrationer på 10 m dybde et enkelt sted.

Bunden

I de dybere områder har bundfaunaen undergået drastiske ændringer i 1992. Forskydninger i individantal og størrelse har medført meget lave biomasser, muligvis p.g.a. iltsvind. På trods af en øget eller uændret dybdeudbredelse af ålegræs er bundvegetationen i Øresund kraftigt næringssaltpåvirket med store mængder af enårige trådalger, og ålegræssets hovedudbredelse og biomasse er reduceret i forhold til de foregående år.

Konklusion

Generelt er der i 1992 kun observeret små ændringer i tilstanden i det centrale Øresund i forhold til de foregående år, undtagen reduceret bundfauna-biomasse. De kraftige iltsvind og kraftig udvikling af enårige trådalger viser, at den generelle tilstand ikke er blevet bedre. Målsætningen vurderes ikke at være opfyldt.

9.17 Køge Bugt

Belastning

Belastningen til Køge Bugt fra punktkilder er for kvælstof reduceret med ca. 50% og for fosfor med godt 40% siden 1989, og kvælstofbelastningen fra punktkilder udgjorde i 1992 godt 40% af den samlede kvælstofbelastning til bugten. Kvælstofbelastningen fra det åbne land var p.g.a. lav nedbør ca. 18% mindre end i 1991 og på niveau med 1989.

Næringssalte

Den reducerede fosforbelastning har tydeligt kunnet måles som lavere fosforkoncentrationer, undtagen i den nordlige del af Køge Bugt. Det samme er ikke tilfældet for kvælstof, hvor der ses en svagt stigende tendens i total-N i den åbne del af bugten.

Fytoplankton

Primærproduktionen er i perioden maj-september potentielt kvælstofbegrænset. Kystnært er koncentrationen af kvælstof højere end i den åbne del af bugten. Til trods for dette er klorofylindholdet og primærproduktionen lavere langs kysten, muligvis p.g.a. næringssaltkonkurrence fra især fedtmøg langs kysten. Primærproduktionen i Køge Bugt er generelt uændret i perioden 1985-92.

Iltforhold

Der blev ikke målt iltsvind i vandet i 1992, men dårlige iltforhold og iltsvind blev observeret i fedtmøg under nedbrydning, især i den nordlige del og på dybder fra 6 m og derover.

Bundvegetation

Bundvegetationen i Køge Bugt er generelt uændret i perioden 1985-92 med ringe dybdeudbredelse af ålegræs. Masseopblomstringerne af fedtmøg har været relativt konstante. Der er en svag tendens mod en øget dækningsgrad og biomasse af ålegræs.

<i>Bundfauna</i>	Bundfaunaen i Køge Bugt reduceres med dybden, og specielt på dybder over 10 m er faunaen påvirket af dårlige iltforhold, som både reducerer biomassen og ændrer artssammensætningen i forhold til mere lavvandede områder. Bunddyrsamfundet i den nordligste del af bugten består af få arter med høj individtæthed. Biomassen var i 1991-92 lavere end tidligere, og der blev ikke registreret krebsdyr i de to seneste år.
<i>Konklusion</i>	Målsætningerne for Køge Bugt er ikke opfyldt. Biomassen af fedtmøg er stadig høj og forhindrer en øget udbredelse af ålegræs og medfører iltsvind. Bundfaunaen er tydeligt eutrofieringspåvirket og reduceret på dybder over 10 m.

9.18 Storstrøms Amts kystvande

<i>Belastning</i>	1992 var præget af usædvanligt lave tilførsler af kvælstof i årets første 10 måneder, og den samlede kvælstofbelastning lå betydeligt under gennemsnittet for 1984-88 (undt. Nakskov Fjord) og på niveau med det ligeledes nedbørsfattige år 1990. Fosforbelastningen var i 1992 reduceret med 38% i forhold til perioden 1984-88, dels som følge af lav afstrømning og dels p.g.a. udbygning af spildevandsrensningen.
-------------------	---

9.18.1 Åbne kystvande

<i>Næringsalte</i>	Der ses ingen generel ændring i kvælstofniveauet. kvælstof var potentielt begrænsende for primærproduktionen i april/maj-juni og august-september, undtagen i Karrebæksminde Bugt, hvor potentiel kvælstofbegrænsning kun observeredes i maj og september. Niveauet for total-P lå i 1992 generelt på niveau med tidligere år, hvorimod sommermiddel for fosfat i Karrebæksminde Bugt og Smålandsfarvandet var de lavest målte de seneste fire år. Potentiel fosforbegrænsning af primærproduktionen forekom kun i Hjelm Bugt i august.
--------------------	---

<i>Fytoplankton</i>	Primærproduktionen var generelt højere end i de foregående år i Karrebæksminde Bugt og Smålandsfarvandet. Det samme gælder klorofylindholdet i Karrebæksminde Bugt og Hjelm Bugt, mens det var lidt lavere i Fakse Bugt. For første gang siden Vandmiljøplanovervågningens start i 1989 er der konstateret masseopblomstringer af toksiske alger i amtets kystvande. <i>Chrysochromulina spp.</i> fandtes i masseforekomst i Smålandsfarvandet og Fehmern Bælt ultimo april til primo maj. Ultimo maj havde opblomstringen bredt sig til Karrebæksminde Bugt, og arten fandtes i høje koncentrationer i juni i Stege Bugt. <i>Nodularia spumigena</i> fandtes i masseforekomst i Hjelm Bugt og Fakse Bugt fra begyndelsen af juli til slutningen af august, og medio august også ved Stevns. <i>Lyngbya majuscula</i> dannede lokal masseopblomstring i den sydlige del af Stege Bugt i juli. Der blev ikke observeret nogen effekter af masseforekomsterne.
---------------------	--

<i>Iltsvind</i>	Iltsvind var i 1992 som i tidligere år kyttet til områder med langvarig lagdeling i den centrale del af Smålandsfarvandet og i Hjelm Bugt. I Smålandsfarvandet forekom kortvarigt iltværdier under 4 mg/l fra primo september til medio oktober. Iltsvindet i Hjelm Bugt var i 1992 langt alvorligere end året før. Under 4 mg/l
-----------------	--

fundtes fra medio juli til primo november, og under 1 mg/l fra primo august til primo november. I en del af sidstnævnte periode var der helt iltfrit med frigivelse af svovlbrinte fra bunden.

Bundfauna Undersøgelser af bundfaunaen i de åbne kystvande fra 1987-92 har vist en statistisk signifikant ændring af bundfaunaens overordnede sammensætning med fremgang for *Abra*-samfundets arter i Smålandsfarvandet og Fehmern Bælt og tilbagegang for *Macoma*-samfundets arter. Der kan ikke angives nogen årsag til dette, som måske skyldes naturlig variation.

Bundvegetation Undersøgelser af bundvegetationen i 1992 viser sammenfattende en bedring i de åbne kystvande, hvorimod vegetationen i fjorde og bugter fortsat bærer præg af eutrofiering, dog med svage tegn på bedring i enkelte områder.

9.18.2 Dybsø Fjord

Næringssalte Der ses ingen generel ændring i kvælstofniveauet siden 1988. I 1992 forekom potentiel kvælstofbegrænsning i august-september, hvilket er en kortere periode end i tidligere år. Den reducerede fosforbelastning afspejles i et tydeligt fald i fosforkoncentrationen gennem de sidste fem år. I modsætning til 1988-91 forekom potentiel fosforbegrænsning gennem næsten hele 1992.

Bundvegetation Bundvegetationen var i 1992 domineret af massive forekomster af krølhårstang, der dækkede hele den indre del af fjorden i sommerhalvåret. Fastsiddende blomsterplanter forekom kun spredt og i ringe mængde. Den indre del af fjorden fremtræder dermed som overordentligt kraftigt eutrofieret. Trådalgeforekomsterne var i 1992 generelt mere massive, og forekomsten af epifytter på ålegræs og vandaks var langt større end tidligere. De forværrede forhold i 1992 kan muligvis tilskrives de usædvanligt høje sommertemperature.

9.18.3 Præstø Fjord

Næringssalte Der er ikke umiddelbart tegn på ændringer i vandets kvælstofindhold. Potentiel kvælstofbegrænsning forekom kun i juni. Vinterniveauet af fosfor var lavere end sommerniveauet. Fosforfrigivelse fra bunden indtræffer hvert år, men strakte sig i 1992 over et længere tidsrum, sandsynligvis p.g.a. øget biologisk omsætning i sedimentet som følge af den unormalt høje vandtemperatur. Potentiel fosforbegrænsning forekom dog i april, hvilket kun er observeret én gang tidligere i maj 1990. Klorofylindholdet har været faldende i perioden 1989-92.

Bundvegetation Den fastsiddende vegetation var dækket af trådalger, især på dybder over 2 m. Bundvegetationen bærer præg af relativt kraftig næringssaltbelastning og var generelt uændret i forhold til 1989, men sammenholdt med undersøgelser fra 1941-45 er der sket vidtgående ændringer. Kransålalger er stort set forsvundet, og vandkrans har på lavere vand erstattet havgræs. Ålegræs har fået større betydning på vanddybden 1-2 m, hvorimod udbredelsen af ålegræs på 3 m dybde er gået kraftigt tilbage. Allerede i 1941-45 fandtes dog store forekomster af trådalger og omkring spildevandsudløb af søsalat, som tegn på kraftig eutrofiering.

<i>Næringssalte</i>	<p>9.18.4 Nakskov Fjord Der ses ingen generelle ændringer i vandets kvælstofindhold siden 1989. I 1992 forekom potentiel kvælstofbegrænsning kun i september. Fosforindholdet lå i 1992 på niveau med 1991, men lavere end i 1989-90. I 1992 forekom ikke potentiel fosforbegrænsning. Klorofylindholdet lå i 1992 lidt højere end i de to foregående år.</p>
<i>Bundvegetation</i>	<p>Bundvegetationen var i 1992 præget af store forekomster af løstliggende trådalger, der medførte at fastsiddende blomsterplanter og kransnålsalger stort set var forsvundet på lavt vand. På dybere vand aftog mængden af trådalger så meget, at ålegræsset syntes upåvirket. Området vurderes at være temmelig hårdt belastet med næringssalte.</p>
<i>Næringssalte</i>	<p>9.18.5 Stege Bugt Vandets indhold af total-N afveg i 1992 fra 1989-90 ved, at sommerniveauet lå højere end vinterniveauet, muligvis p.g.a. kvælstoffrigivelse fra bunden forårsaget af ekstraordinær høj vandtemperatur. I samme periode forekom masseopblomstring af blågrønalger, som gennem deres kvælstoffiksering kan have bidraget til det forhøjede kvælstofniveau. I 1992 forekom potentiel kvælstofbegrænsning i marts-juni. Vækstforsøg bekræftede, at væksten af både fytoplankton og søsalat var kvælstofbegrænset. Der synes ikke at være tegn på generelle ændringer i vandets fosforindhold. Den markante top i juli skyldes fosforfrigivelse fra bunden. I 1992 forekom potentiel fosforbegrænsning i oktober. Tidligere er potentiel fosforbegrænsning registreret i maj.</p>
<i>Fytoplankton</i>	<p>Primærproduktionen var i juli-august væsentlig højere end i 1989-90. Der fandtes i 1992 ikke egentlige masseforekomster af fytoplankton, undt. af blågrønalgen <i>Lyngbya majuscula</i> i den sydlige del af Stege Bugt.</p>
<i>Bundvegetation</i>	<p>Bundvegetationen i den sydlige del af bugten var i 1992 domineret af massive forekomster af løstliggende trådalger, som i august dækkede næsten hele bunden fra sejltrengen og ind til kysten. Mængden af trådalger tyder på kraftig næringssaltpåvirkning og var generelt uændret i forhold til 1990. I den centrale og nordlige del af bugten syntes vegetationen kun svagt næringssaltpåvirket uden væsentlige forekomster af trådalger.</p>
<i>Bundvegetation</i>	<p>9.18.6 Karrebæk Fjord Bundvegetationen i området bærer præg af kraftig næringssaltbelastning. I 1992 havde ålegræsset en markant større dækningsgrad i dybdeintervallet 1,8-4 m end i 1989, og i modsætning til 1989 forekom ikke iltfrit sediment med hvide svovlbakterier. Målingerne tyder på forbedrede vegetationsforhold i fjorden sammenlignet med 1989, sandsynligvis delvis som konsekvens af den beskedne sommerafstrømning i 1992.</p>
	<p>9.18.7 Konklusion for Storstrøms Amts kystvande Miljøtilstanden i Storstrøms Amts kystvande er generelt uændret, og den generelle målsætning er stort set kun opfyldt i de åbne kystvande med vanddybder mindre end 20 m, samt i dele af Storstrømsområdet. I alle andre områder er dyre- og/eller planteli-</p>

vet mere eller mindre kraftigt påvirket af belastning med næringsstoffer. I de åbne områder dybere end 20 m optræder iltsvind.

9.19 Bornholmske kystvande

Bundvegetation

Bundvegetationen er overalt langs de bornholmske kyster præget af masseforekomster af trådalger. Disse forekomster må antages at være forårsaget af unaturligt store tilførsler af næringssalte, især kvælstof, fra land, atmosfæren og det omgivende hav.

Konklusion

Målsætningen for de bornholmske kystvande har således ikke været fuldt opfyldt i 1992.

9.20 De åbne indre farvande

I de dybere dele af det sydlige Kattegat, Øresund, det sydlige Bælthav og Arkona Havet har der årligt optrådt iltsvind siden 1981. Den generelle målsætning kan derfor ikke anses for at være opfyldt i disse områder, selvom bundfaunaen i det sydlige Kattegat er i bedring siden kraftig tilbagegang i forbindelse med det alvorlige iltsvind i 1988. I de åbne dele af Storebæltsområdet er opfyldelsen af den generelle målsætning stærkt truet i store områder p.g.a. ca. fordoblet primærproduktion, masseforekomster af fytoplankton og næsten årlige iltsvind. I det nordlige Kattegat er bundfaunabiomasen steget kraftigt. Der optræder ikke iltsvind, men sensommerens iltindhold er faldende, og opfyldelsen af den generelle målsætning må anses for truet.

10 Overordnet konklusion

Trods samme ferskvandsafstrømning i 1991 og 1992 er kvælstofbelastningen fra udvaskning steget i 1992, idet afgrøder og øvrige planter i den tørre sommer ikke har kunnet udnytte det tilgængelige kvælstof. Når der tages hensyn til dette, kan der ikke konstateres nogen ændring i den afstrømningskorrigerede kvælstofbelastning siden slutningen af 1970'erne. Der er sket en mindre reduktion i kvælstofudledningen fra punktkilder, men da kvælstofbelastningen fra afstrømningen er langt større, har dette kun i enkelte lokale områder medført en nedgang i koncentrationen af kvælstof.

Der er i 1992 sket en yderligere reduktion i fosforbelastningen, som dermed er næsten halveret siden 1990, hovedsageligt p.g.a. udbygning af spildevandsrensningen. Dette har medført lavere fosforkoncentrationer i hovedparten af de kystnære farvande, og i nogle områder er den periode om foråret, hvor fosfor kan være begrænsende for fytoplanktonproduktionen, sandsynligvis blevet forlænget.

På grund af frigivelse af fosfor fra havbunden (intern belastning) og hurtig omsætning i vandet forekommer fosforbegrænsning imidlertid kun i begrænsede perioder og områder, og generelt kan miljøtilstanden i danske farvande ikke relateres til fosfor. Derimod kan der generelt for de kystnære farvande påvises en sammenhæng mellem kvælstofkoncentration og fytoplanktonbiomasse, sigtddybde og dybdeudbredelse af bundvegetation. Fosformangel synes således kun at spille en mindre rolle for de biologiske forhold i de indre farvande, og variationer i miljøtilstanden i hovedparten af kystvandene kan tilskrives variationer i kvælstofbelastning og meteorologiske-hydrografiske forhold.

Afstrømningen og dermed kvælstofbelastningen var i perioden 1989-92 lavere end i 1980'erne. Dette har i en række lavvandede kystområder som Limfjorden og hovedparten af de østjyske kystvande medført en lidt forbedret miljøtilstand i 1989-92 sammenlignet med 1980'erne med mindre fytoplanktonmængde og -produktion, større sigtddybde, mindre alvorlige iltsvind og/eller forbedring i bundfauna og bundvegetation. Forbedringerne kan dog næppe tillægges varig betydning, idet en større afstrømning sandsynligvis igen vil kunne forværre tilstanden.

I bundvandet i de dybere lagdelte områder af de indre farvande er iltindholdet i sensommeren gennem årene faldet signifikant siden 1975. Dette generelle fald er overlejret af en variation, der delvis følger kvælstofafstrømningen, således at de alvorligste iltsvind har forekommet i de år med størst kvælstofbelastning. Trods relativt mindre kvælstofafstrømning er den faldende tendens imidlertid fortsat i 1989-91, og først i 1992 ses en tendens til forbedring. I disse permanent lagdelte farvande er der altså en forsinkelse i tilpasningen til ændrede belastningsforhold, sandsynligvis p.g.a. akkumulering af næringsstoffer gennem 1980erne med høj

belastning. Akkumuleringen af næringsstoffer vil betyde at en eventuel stor afstrømning inden for de nærmeste år kan få mere vidtgående effekter, end det var tilfældet i 1988, hvor den hidtil største kvælstofafstrømning og de hidtil alvorligste iltsvind fandt sted. I det nordlige Kattegat er iltniveauet så højt, at der ikke optræder iltsvind. I de sydligere farvande har der siden 1981 årligt optrådt mere eller mindre alvorlige og udbredte iltsvind.

En stigning i bundfaunaens biomasse igennem 1980'erne har fundet sted i det nordlige Kattegat, Skagerrak, Vadehavet og dele af Nordsøen. Dette tolkes som en effekt af en øget eutrofiering, der ikke har ført til iltsvind i disse områder. I det sydlige Kattegat og Østersøen synes der at have været en tilbagegang i faunaen i samme periode. Denne tilbagegang kan relateres til lave iltkoncentrationer. I det sydlige Kattegat synes en forbedring i faunaens tilstand at have fundet sted i de seneste år, hvilket kan forklares som en reetablering af faunaen siden det sidste store iltsvind i 1988.

I de kystnære områder kan der generelt ikke konstateres nogen forandring i bundfaunaens sammensætning og mængde igennem det sidste årti. I de fleste tilfælde må bundfaunaen karakteriseres som forarmet i forhold til en naturlig basistilstand. Den uændrede tilstand i faunaens sammensætning skyldes formentlig, at en reduktion i kvælstofbelastningen ikke har fundet sted i den tid monitering af bundfaunaen har fundet sted. I enkelte områder har man lokalt observeret forbedringer i faunaens tilstand som følge af en reduktion i den organiske belastning fra punktkilder.

Den generelle miljøkvalitetsmålsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket dyre- og planteliv er ikke opfyldt eller truet i hovedparten af de danske farvande. En permanent og væsentligt forbedret miljøtilstand opnås kun ved en reel reduktion af kvælstofbelastningen som vedtaget i 1987 med Vandmiljøplanen, hvilket vil sige en væsentlig reduktion af kvælstoftabet fra landbruget.

Resultaterne fra Vandmiljøplanens marine overvågningsprogram viser, at i hovedparten af de mere lavvandede kystområder vil en reduktion i kvælstofbelastningen hurtigt vise sig i de frie vandmasser som mindre fytoplankton, større sigtdybde og aftagende iltsvind. Dette giver efterfølgende mulighed for øget udbredelse af bundvegetation og etablering af en mere alsidig vegetation og bundfauna og dermed bedre forhold for fiskebestandene. I de dybere lagdelte områder af de indre farvande forsinkes forbedringen i iltforhold og bundfauna sandsynligvis på grund af akkumulering af næringsstoffer.

11 Referencer

Andersin, A.-B., Cederwall, H., Gosselck, F., Jensen, J.N., Josefson, A.B., Lagzdins, G., Rumohr, H. & Warzocha, J. (1990): Zoobenthos. I: Second periodic assesment of the state of the marine enviroment of the Baltic Sea, 1984-1989; Background document. Baltic Sea Environmental Proceedings 35B.

Austen, M.C., Buchanan, J.B., Hunt, H.G., Josefson, A.B. & Kendall, M.A. (1991): Comparison of long-term trends in benthic and pelagic communities of the North Sea. *J.mar.biol.Ass.U.K.* 71: 179-190.

Baden, S.P., Pihl, L. & Rosenberg, R. (1990): Effects of oxygen depletion on the ecology, blood physiology and fishery of the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 67: 141-155.

Berg, J. & Radach, G. (1985): Trends in nutrient and phytoplankton concentrations at Helgoland Reede (German Bight) since 1962. ICES, C.M. 1985/L:2/Sess. R.

Beukema, J.J. (1991): Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. *Mar.Biol.* 111: 293-301.

Beukema, J.J. & Cadeé, G.C. (1986): Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26: 55-64.

Beukema, J.J. & Cadeé, G.C. (1991): Growth rates of the bivalve *Macoma balthica* in the Wadden sea during a period of eutrophication: relationships with concentrations of pelagic diatoms and flagellates. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 68: 249-256.

Bjulver, B.L. & Torp, K.C. (1993): Populationsdynamik hos *Abra alba* (Wood), *Macoma balthica* (L.) og *Corbula gibba* (Olivi) samt variation i samfundsstruktur hos makrobenthos langs gradienter i eutrofieringsgrad og fysiske parametre på tre stationer i Vejle Fjord. Specialrapport, Århus Universitet.

Borum, J., Geertz-Hansen, O., Sand-Jensen, K. & Wium-Andersen, S. (1990): Eutrofiering - effekter på marine primærproducenter. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C3.

Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1952): An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.

Carr, M.R. (1993): User guide to PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research). Plymouth Marine Laboratory, UK.

Clarke, K.R. (1993): Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust.J.Ecol.* 18: 117-142.

- Clarke, K.R. & Ainsworth, M. (1993): A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar.Ecol.Prog. Ser.* 92: 205-219.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (subm.): Similarity-based testing for community pattern: 2-way layout with no replication.
- Digby, P.G.N. & Kempton, R.A. (1987): *Multivariate analysis of ecological communities.* Chapman & Hall, London.
- Duarte, C.M. (1991): Seagrass depth limits. *Aquat.Bot.* 40(4): 363-378.
- Duineveld, G.C.A., Küntzer, A. & Heyman, R.P. (1987): *Amphiura filiformis* (Ophiuroidea:Echinodermata) in the North Sea. Distribution, present and former abundance and size composition. *Neth.J.Sea.Res.*, 21:317-329.
- Fallesen, G. (1992): How sewage discharge, terrestrial run-off and oxygen deficiencies affect the bottom fauna in Århus Bay, Denmark. I: Columbo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. & Rossi, R. (eds.): *Marine eutrofication and population dynamics.* 25th EMBS, Ferrara, Italy. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Hansen, P.J., Nielsen, T.G. & Kaas, H. (1994): Stilkalgeopblomstring i Lillebælt. *Vand og Jord. I trykken.*
- HELCOM 1993: Second Baltic Sea pollution load compilation. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 45*, 161 pp.
- Hovmand, M., Grundahl, L., Runge, E., Kemp, K., Aistrup, W. (1993): Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. *Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 91.*
- Hylleberg, J. (1992): Ændringer i Limfjordens dyreliv i historisk tid. *Limfjordsprojektet. Rapport nr. 4, 1992, pp. 37-61.*
- Jacobsen T.S. (1980): *Sea Water Exchange of the Baltic. Measurements and Methods.* The National Agency of Environmental Protection, Denmark, 106 pp.
- Jensen, J.N. (1990): Increased abundance and growth of the suspension-feeding bivalve *Corbula gibba* in a shallow part of the eutrophic Limfjord, Denmark. *Neth.J.Sea.Res.* 27: 101-108.
- Jensen, J.N. & Josefson, A.B. (subm.): Spatial patterns in population structure of the brittle star, *Amphiura filiformis*, in the Kattegat area - abundance, biomass and size distributions.
- Jongman, R.H.G, ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. (eds.) (1987): *Data analysis in community and landscape ecology.* Pudoc, Wageningen.
- Josefson, A.B. (1990): Increase of benthic biomass in the Skagerrak-Kattegat during the 1970s and 1980s - effects of organic enrichment?

Mar.Ecol.Prog.Ser. 66: 117-130.

Josefson, A.B. & Jensen, J.N. (1992): Growth patterns of *Amphiura filiformis* support the hypothesis of organic enrichment in the Skagerrak-Kattegat area. *Mar.Biol.* 112: 615-624.

Josefson, A.B. & Jensen, J.N. (1992a): Effects of hypoxia on soft-sediment macrobenthos in southern Kattegat, Denmark. I: Columbo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. & Rossi, R. (eds.): *Marine eutrofication and population dynamics* p. 21-28. 25th EMBS, Ferrara, Italy. Olsen & Olsen, Fredensborg, Danmark.

Josefson, A.B. & Jensen, J.N. (subm.): Patterns of benthic biomass and production in the North Sea-Baltic Sea transition - influence of a pelagic front?

Josefson, A.B., Jensen, J.N. & Ærtebjerg, G. (1993): The benthos community structure anomaly in the late 1970s and early 1980s - a result of a major food pulse? *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* (in press).

Kaas, H., Kaas, H. & Møhlenberg, F. (1990): Kvælstof og fosfor i havet. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C8.

Knutzen, J. (1987): Effekter af overgødning på marine benthosalger. Fra Eutrofiering af havs- og kystområden, 22 nordiska symposiet om vattenforskning. Lavgartvatn 1986-08-26-28, Nordforsk, Miljøvårdsserien 1987:1.

Kröncke, I. (1990): Macrofauna standing stock of the Dogger Bank. A comparison: II. 1951-1952 versus 1985-1987 - Are changes in the community of the northeastern part of the Dogger Bank due to environmental changes? *Neth.J.Sea.Res.* 25: 189-198.

Kröncke, I. (1992): Macrofauna standing stock of the Dogger Bank. A comparison: III. 1950-54 versus 1985-87. A final summary. *Helgoländer Meeresunters.* 46: 137-169.

Kröncke, I. & Rachor, E. (1992): Macrofauna investigations along a transect from the inner German Bight towards the Dogger Bank. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 91: 269-276.

Larsen, H.S. & Petersen, A.H. (1991): Effekter af hypoxi på overlevelse og vækst af juvenil marin fauna. Specialrapport, Marinbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser.

Madsen, H. (1989): Tidsrækkeanalyse. Institutet for Matematisk Statistik og Operationsanalyse, DtH, Lyngby.

Marsh, J.A., Dennison, W.C. & Alberte, R.S. (1986): Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 101: 257-267.

Møller, J.S. & Pedersen, C.B. (1993): Analyse af Hydrografiske Data

fra det sydlige Kattegat - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 20, Miljøstyrelsen, 114 s.

Nielsen, S.L., Borum, J., Geertz-Hansen, O. & Sand-Jensen, K. (1989): Marine bundplanters dybdegrænse. Vand og Miljø 5: 217-220.

Nielsen, T.G., Løkkegaard, B., Richardson, K., Pedersen, F.B. & Hansen, L. (1993): Structure of plankton communities in the Dogger Bank area (North Sea) during a stratified situation. Mar.Ecol.Prog.Ser. 95: 115-131.

Niermann, U., Bauerfeind, E., Hickel, W. & Westernhagen, H.V. (1990): The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. Neth.J.Sea.Res. 25: 215-226.

Olesen, B. og Sand-Jensen, K. (1993): Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. Mar.Ecol.Prog.Ser. 94: 91-99.

Olsson, H. & Löfgren, S. 1990: Tillförsel av kväve och fosfor till havet. Naturvårdsverket. Rapport 3693.

Pearson, T.H. & Rosenberg, R. (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr.Mar.Biol. Ann.Rev. 16: 229-311.

Pearson, T.H., Josefson, A.B. & Rosenberg, R. (1985): Petersen's benthic stations revisited. I. Is the Kattegat becoming eutrophic? J.Exp.Mar. Biol.Ecol. 92: 157-206.

Petersen, C.G.J. (1913): Havets Bonitering II. Om Havbundens Dyresamfund og om disses betydning for den marine Zoogeografi. Beretn.Minist.Landbr.Fisk.Dan.Biol.Stn. 21: 1-42.

Petersen, E.L., Troen, I., Frandsen, S. & Hedegaard, K. (1981): Danish Windatlas. A Rational Method of Energy Siting. Danish Meteorological Institute, Copenhagen, 229 pp.

Radach, G. & Bohle-Carbonell, M. (1990): Strukturuntersuchungen der meteorologischen, hydrographischen, Nährstoff- und Phytoplankton-Langzeitreihen in der Deutschen Bucht bei Helgoland. Ber.Biol. Anst.Helgoland 7: 127 pp.

Rachor, E. (1990): Changes in sublittoral zoobenthos in the German Bight with regard to eutrophication. Neth.J.Sea.Res. 25: 209-214.

Rosenberg, R., Hellman, B. & Johansson, B. (1991): Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. Mar.Ecol.Prog.Ser. 79: 127-131.

Rueness, J. (1977): Norsk Algeflora. Universitetsforlaget, Oslo.

Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. (1993): Fytoplankton og makrofytudvikling i danske kystområder. Havforskning fra Miljøstyrelsen. I trykken.

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1969): Biometry. W.H. Freeman and

Company, San Francisco.

Svendsen, L.M., Erfurt, J., Friberg, N., Græsbøll, P., Kronvang, B., Larsen, S.E., Rebsdorf, Aa. (1993): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 88.

ter Braak, C.J.F. (1988): CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by partial, detrend canonical correspondence analysis, principal components and redundancy analysis (version 2.1). Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands.

Varming, S. (1987): Langtidsvariationer i Limfjordens bundfauna. Nissum og Livø bredninger 1918-1952. Specialrapport, Institut for Genetik & Økologi, Århus Universitet.

Warwick, R.M. (1988): The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. Mar.Pollut.Bull. 19: 259-268.

VKI (1976): Rapport til Limfjordskomiteen, marts 1976. Undersøgelse af bundfaunaen i Limfjorden 1973-75.

VKI (1993): Optimering af program for VMP-faunaovervågning, Rapport til Storstrøms Amt, Miljøkontoret, Januar, 1993.

*Zimmerman, R.C., Smith, R.D. & Alberte, R.S. (1989): Thermal acclimation and whole-plant carbon balance in *Zostera marina* L. (eelgrass). J.Exp.Mar.Biol.Ecol. 130: 93-109.*

Ærtebjerg, G., Jørgensen, L.A., Sandbeck, P., Jensen, J.N. & Kaas, H. (1990): Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 8, 102 s.

Ærtebjerg, G., Sandbeck, P., Lundøer, S., Jakobsen, F., Løkkegaard, B., Jensen, J.N., Christensen, P.B. & Jensen, O.L. (1991): Marine Områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 40. 132s.

Ærtebjerg, G., Sandbeck, P., Agger, C.T., Lundøer, S., Kaas, H., Jensen, J.N., Rasmussen, M.B., Pedersen, D.S., Christensen, P.B. & Dahl, K. (1992): Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig Rapport fra DMU, nr. 61, 170 s.

Åtgärdsgrupp Väst 1993: Västerhavet. Närsaltbelastningen 1992. Udkast til rapport.

Bilag I

Modtagne rapporter til rapporteringen 1993

Bornholms Amt	Vandmiljøovervågning. Kystvande 1992
Frederiksborg Amt	Marine områder, tilstand og udvikling 1992 Bearbejdning af bundfaunadata Frederiksborg Amts marine vandområder 1992, Plankton Marine vegetationsundersøgelser, Frederiksborg amt 1992 (+ bilag)
Fyns Amt	Kystvande 1992 Kystvande 1992, bilag Bundfauna i Lillebælt 1992, notat Bundfauna Lillebælt 1911-1990 Bundfauna Lillebælt 1911-1990, bilagsdel Vegetationsundersøgelser i Lillebælt 1992 Det fynske vandmiljø 1992
Københavns Amt	Overvågning af kystvande 1992
Københavns Kommune	Overvågning af kystvande 1992
Lillebælt-samarbejdet	Lillebælt 1992
Limfjords-overvågningen	Samlerapport for Limfjorden 1992 Bundfauna, Limfjorden 1978-92 Bundvegetation, Limfjorden 1992 Plante- og dyreplankton, Limfjorden 1992
Nordjyllands Amt	Forholdene i de kystnære farvande 1992
Skov- og Naturstyrelsen	Overvågning af marin bundvegetation i Kattegat 1992
Sønderjyllands Amt	Vandmiljøovervågning 1992, Kystvande Bundfauna
Ribe Amt	Vandmiljøovervågning, Marine områder Vandmiljøovervågning 1992, Bundfauna
Ringkøbing Amt	Nissum Fjord, Vandmiljø 1992 Ringkøbing Fjord, Vandmiljø 1992 Vesterhavet, Vandmiljø 1992 Bundvegetation, Ringkøbing Fjord 1992 Bundfauna Ringkøbing Fjord 1992. Sammenligning 1987-1992 Bundvegetation Nissum Fjord 1992. Udvikling 1985-92 Bundfauna Nissum Fjord 1992. Sammenligning 1985-1992 Planteplankton og ciliater, Vesterhavet 1992 Plante- og dyreplankton, Ringkøbing Fjord 1992

	Plante- og dyreplankton, Nissum Fjord 1992
Roskilde Amt	Kystnære farvande, Roskilde Fjord og Isefjord 1992 Køge Bugt 1992, Roskilde Amts overvågningsområde Bundfauna, Køge Bugt 1992
Storstrøms Amt	Resultater af Vandmiljøplanens overvågningsprogram i Storstrøms Amts kystvande 1992
Vejle Amt	Overvågning af kystvande 1992
Vestsjællands Amt	Overvågning af kystvande 1992 Vandmiljø Overvågning 1992, Fra kilde til kyst
Viborg Amt	Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Vesterhavet 1992
Århus Amt	Hevring Bugt 1992 Randers Fjord 1992 Århus Bugt og Kalø Vig 1992 Bundfaunaundersøgelser i Århus amt 1976-92

Bilag II

**Oversigt over undersøgelser foretaget i 1992:
parametre - stationer - målehyppighed**

Amt/farvand	Profilmålinger	Vandkemi	Primærproduktion	Fytoplankton	Zooplankton	Sediment	Bundfauna	Bundvegetation
Bornholms Amt	5/11-12	5/11-12						17/1-2
Frederiksborg Amt	13/12	13/12	6/12	4/12		11/1	11/1	
Fyns Amt	20/12	20/12	20/12	2/12			15/1-2	8/1
Abne kystvand	2/99	2/99	2/99					
Intensive stationer	22/12	22/12	22/12	7/12			31/1	22/1-3
Lavvandede stationer	11/12	11/12	11/12	2/12			3/2	5/1
Lillebæltssamarbejd.								
Københavns Amt	6/8-12	5/8-12	2/12	2/12			5/1	6/1-3
Øresund	3/12	3/12	2/12	2/12			2/1	3/1-3
Køgebugt								
Københavns kommune	4/11-12	4/11-12	4/11-12	1/11		8/1	8/1	1/1
Intensive stationer	1/40	1/40	1/32	1/32				
Nordjyllands Amt	7/13-27	6/13-27	2/12-24	2/13-24			7/1	
Skagerrak	6/22-26	4/22-26	2/20-23	2/22-26		8/1	8/1	3/1
Kattegat	3/13-34	3/13-33	2/17-31	1/33				
Mariager Fjord	3/20	3/21	3/19					
Halkær-Nibe Bredning								
Ribe Amt	21/9-12	21/9-12	9/9-12	4/12-15		16/1-2	27/1-2	
Ringkøbing Amt	6/9-15	6/9-14	6/9-14	2/9-15	2/9-15			
Vesterhavet	8/14-27	4/14-19	4/14-19	2/14-19	2/14-19	24/1	24/1	25/1
Ringkøbing Fjord								

Nissum Fjord	3/14	3/14	3/14	3/14	2/14	18/1	18/1	13/1
Roskilde Amt								
Fjorde	8/11-12	8/11-12	4/11-12	4/11-12	2/11-12	5/1	5/1	3/3
Køge Bugt	7/8-9	5/9	3/9	3/9		1/1	4/1	4/3-6
Storstrøms Amt								
	9/18	9/18	3/13	2/20		12/1	12/1-2	11/1-2
Sønderjyllands Amt								
Vadehavet	2/12	2/12					3/2	2/1
Østskysten	13/12	13/12	8/12			13/1	13/1	35/1-3
Vejle Amt								
	11/14	11/14	11/9	7/12		39/3	39/3	69/1-3
Vestsjællands Amt								
	16/13	16/13	16/13	16/13		15/1	15/1	10/1
Viborg Amt								
Vesterhavet	3/8	3/18						
Limfjorden	13/39	13/14	13/14	6/23	6/23	23/2	23/2	36/1
Århus Amt								
Randers Fjord	3/12	3/12						2/1
Hevring Bugt	3/12-24	3/12-24	3/12-24	1/24		15/2 + 3/10	15/2 + 3/10	10/1
Århus Bugt/Kalø Vig	2/12	2/12	2/12			24/1	24/1	
Intensive stationer	1/48	1/48	1/48	1/24	1/24	4/11	4/11	
Amters Total								
DMU	235	225	165	76	15	239	307	286
Indre Farvande	25/9	25/9	8/5-9	8/6	7/6		8/1	
Skagerrak/Nordsøen	50/1	50/1					3/1	
SNS								
						21/1	21/1-2	7/1-3

Bilag III

Vinter- og sommermedianværdier af næringssalte, sigtdybde, klorofyl-a og primærproduktion.

Enheder i mikrogram pr. liter (primærproduktion dog i milligram pr. kvadratmeter pr. dag og sigtdybden i meter. _VIN og -SOM angiver hhv. vinter og sommerværdier)

INST	STATION	BREDE	LAENGD	TNIN	TNSOM	UOGNVIN	UOGNSOM	SIO	TFVIN	TPSOM	POFVIN	POPSOM	CHLA	SIGT	PRIM
BOR	3074005	5517.20	1448.10	280	270	69.5	5		26	14	21	4.0	2.6	10	
BOR	3091005	5516.70	1444.80	290	260	68.5	5		25	14	21	4.8	1.5	9	
BOR	4049005	5504.20	1509.00	260	250	76.5	5		27	16	22	10	0.6	11	
BOR	4084505	5507.90	1509.95	280	245	73.5	5		24	13	21	2.5	1.4	8	
BOR	5059505	5501.15	1454.20	290	260	72	5		28	13	21	3.8	0.6	7.0	
FRB	1875	5601.01	1153.07	270	274	70	12	210	30	20	23	4	1.6	7.0	
FRB	1876	5606.82	1223.18	205	238	90	12	252	31	20	24	4	1.7	6.8	
FRB	1877	5556.20	1233.80	215	259	110	7	400	30	20	27	6	1.2	6.5	459
FRB	1934	5551.60	1151.20	450	378	240	12	380	45	50	32	15	3.6	5.1	
FRB	1935	5555.00	1151.90	395	303	198	11	389	47	45	38	17	4.3	4.8	880
FRB	1937	5604.40	1203.30	193	238	62	12	203	30	15	21	3	1.5	6.8	609
FRB	1939	5609.39	1218.70	209	261	76	15	280	31	14	24	3	1.7	7.1	558
FRB	1941	5554.90	1238.03	267	237	110	11	400	30	24	26	9	1.6	7.6	620
FRB	2011	5551.90	1202.15	1185	610	731	76	907	196	315	186	286	3.9	3.3	
FRB	2013	5558.60	1237.30	254	250	100	10	365	32	20	22	6	1.9	7.4	
FRB	62	5548.75	1203.62	1416	763	1002	74	1806	319	469	292	425	3.8	3.0	
FRB	65	5555.50	1201.40	1003	503	584	54	648	132	198	123	162	3.4	4.0	856
FRB	75	5556.67	1155.57	465	403	262	7	454	63	70	50	26	4.1	4.3	
FRB	6100014	5540.50	1005.50	337	286	153	20	1000	42	29	27	7	3	5.00	1160
FYN	6100016	5536.20	957.40	258	316	144	16	1100	39	35	25	12	5	4.75	1041
FYN	6100018	5535.00	950.50	317	299	144	18	900	39	31	23	11	4	4.79	1241
FYN	6100020	5530.40	939.30	335	324	123	17	1300	39	26	28	13	6	4.35	1164
FYN	6100021	5525.78	943.40	351	318	120	15	1100	40	25	27	8	6	4.86	1411
FYN	6100051	5533.20	944.90	268	314	130	19	900	39	29	23	14	4	4.25	1228
FYN	6100052	5540.30	1018.00	260	278	125	19	1000	37	29	21	9	4	6.25	876
FYN	6200027	5512.60	946.70	339	327	97	16	1300	38	30	28	14	6	5.00	1327
FYN	6200029	5506.20	1000.60	364	294	105	15	1200	35	33	26	9	6	5.67	959
FYN	6200901	5506.10	940.60	352	356	112	15	1200	35	30	29	9	9	5.11	1132
FYN	6300043	5459.90	1009.70	301	361	108	17	1600	35	27	26	11	5	4.76	894
FYN	6300044	5459.34	1013.50	315	332	74	16	1200	36	25	24	6	5	4.93	777
FYN	6300050	5454.30	1013.00	270	323	78	16	900	36	27	26	6	5	5.23	1543
FYN	6300051	5447.50	1023.75	277	317	62	19	1200	32	28	24	12	5	5.00	839
FYN	6400042	5503.40	1011.70	342	350	95	15	1200	33	28	25	11	5	4.78	1204
FYN	6500002	5459.20	1042.70	345	335	101	17	1600	31	30	20	18	3	5.75	637
FYN	6500033	5503.50	1037.50	371	323	111	27	1200	31	37	22	9	3	5.00	891
FYN	6500035	5501.90	1028.30	373	338	141	16	1200	32	29	21	6	7	4.64	1288
FYN	6500051	5501.80	1025.30	373	354	140	15	1200	32	29	20	8	2	5.61	395
FYN	6500052	5508.53	1070.77	323	311	96	17	1200	34	21	26	5	5	4.49	1015
FYN	6500053	5504.00	1048.20	329	337	101	16	1200	30	21	23	7	3	6.00	1062
FYN	6500054	5450.05	1033.65	289	341	66	16	1200	38	37	25	8	4	5.72	707
FYN	6600007	5518.00	1047.80	542	324	303	15	1200	40	30	30	11	4	6.00	582
FYN	6700009	5537.00	1042.10	280	297	92	19	1200	30	18	20	7	3	6.00	704
FYN	6700051	5510.23	1100.30	408	328	136	15	1200	38	25	23	9	4	6.35	884
FYN	6700053	5530.50	1051.80	342	318	122	20	1200	34	22	23	8	3	6.00	807
FYN	6700054	5519.20	1053.10	350	351	90	19	1200	41	25	29	5	4	6.50	816
FYN	6900017	5528.75	1031.15	1528	639	1174	22	103	77	103	41	66	7.5	2.3	1248
FYN	6900017	5528.75	1031.15	1528	630	1174	22	104	77	104	41	66	8	2.3	1248
FYN	6900017	5528.75	1031.15	1528	630	1174	22	104	77	104	41	66	7.5	2.3	1248
FYN	6900017	5528.75	1031.15	1528	630	1174	22	104	77	104	41	66	7.5	2.3	1248
FYN	6900017	5528.75	1031.15	1528	630	1174	22	104	77	104	41	66	7.5	2.3	1248

INST	STATION	BREDDE	LAENGDE	TNWIN	TNSOM	UOGNVIN	UOONSOM	SIO	TPVIN	TPSOM	POPVIN	POPSOM	CHLA	SIGT	PRIM
DMU	1042	5544.00	746.00					216.53	44.54		17.46				
DMU	1043	5544.00	724.00					191.43	23.04		15.81				
DMU	1044	5544.00	702.00					130.57	26.97		16.64				
DMU	1045	5544.00	640.00					126.19	30.79		17.98				
DMU	1046	5544.00	618.00					131.79	30.90		14.98				
DMU	1052	5519.00	758.00					555.05	64.58		47.95				
DMU	1053	5519.00	736.00			444.03		283.64	36.48		22.84				
DMU	1054	5519.00	713.00					124.79	26.04		12.40				
DMU	1055	5519.00	650.00					106.87	23.56		12.40				
DMU	1056	5519.00	627.00					127.77	37.61		16.33				
DMU	1059	5500.00	816.00					667.99	113.98		46.60				
DMU	1060	5500.00	758.00			487.2		518.00	77.71		41.13				
DMU	1061	5500.00	736.00					313.60	44.23		28.62				
DMU	1062	5500.00	713.00					190.59	25.73		20.46				
DMU	1063	5500.00	650.00					109.01	23.04		14.47				
DMU	1064	5500.00	627.00					137.11	23.25		17.26				
DMU	1071	5610.00	725.00					105.75	25.63		13.74				
DMU	1072	5610.00	705.00					82.04	20.15		9.40				
DMU	1073	5610.00	640.00					81.20	19.74		8.47	0.15			
DMU	1074	5610.00	618.00					76.53	20.56		8.89	0.31			
DMU	1080	5432.00	808.00			622.63		678.53	101.37		67.79				
DMU	1081	5432.00	752.00			696.87		694.31	128.96		62.52				
DMU	1082	5432.00	736.00					317.15	46.60		30.79				
DMU	1083	5432.00	713.00					103.13	22.79		16.74				
DMU	1084	5432.00	650.00					108.36	23.35		14.26				
DMU	1085	5432.00	627.00					112.28	21.70		17.15				
DMU	1086	5519.00	813.00					635.23	73.57		34.72				
DMU	1101	5738.00	952.00					170.15	30.90		25.21	3.05	2.83		
DMU	1102	5742.00	945.00					113.87	27.18		17.15	3.10	2.03		
DMU	1103	5746.00	942.00					109.20			15.50	3.00	1.67		
DMU	1104	5751.00	934.00					110.13	25.94		15.40	1.24	2.07		
DMU	1105	5756.00	928.00					126.00			13.95	1.14	0.83		
DMU	1106	5800.00	922.00					117.60	25.63		17.10	1.14	0.77		
DMU	1112	5823.00	849.00					147.47			18.70	0.62	1.93		
DMU	1130	5714.00	832.50					87.73	23.77	12.19	16.95				
DMU	1131	5719.00	830.00		172.20		22.12	87.73	23.77	12.30	17.77				
DMU	1132	5724.00	828.00		142.80		4.57	85.31	28.52	12.30	17.77				
DMU	1133	5729.00	825.00		135.33										
DMU	1134	5733.00	822.00					117.04	26.45	14.78	15.91				
DMU	1135	5739.00	820.00		140.93			144.01	25.94	16.53	16.53				
DMU	1136	5744.00	817.00							10.95	6.77				
DMU	1138	5755.00	810.00		155.28		8.63			12.09					
DMU	1139	5759.00	806.00		155.87		2.89			12.92					
DMU	1141	5733.70	1140.00		167.07		4.29	242.67		14.26	18.91	1.45	1.63	14.50	
DMU	1143	5730.30	1108.50		177.10	109.43				18.19		0.93	2.50		
DMU	1144	5725.00	1036.00		208.60		40.22			30.90		16.84	1.76		
DMU	402	5731.00	1058.00									5.74			
DMU	403	5717.60	1044.50		207.08	130.48	10.43	220.83	32.29	17.03	20.67	2.36	1.81	8.70	465.00
DMU	409	5651.40	1047.50		205.45	89.79	4.94	202.49	33.38	17.95	22.01	1.41	2.09	10.15	431.00
DMU	413	5640.00	1207.00		208.54	81.71	6.15	218.85	31.10	13.64	17.71	0.87	0.96	11.78	248.50
DMU	415	5633.50	1102.00		317.33		9.57	195.35	32.96	15.29	18.96	3.93	1.90	11.20	

INST	STATION	BREDE	LAENGDE	TNWIN	TNSOM	UOGNVIN	UOGNSOM	SIO	TFVIN	TPSOM	POPVIN	POPSOM	CHLA	SIGT	PRIM
DMU	418	5622.50	1202.00			61.83	7.59	163.85	33.02	9.92	16.89	0.83	1.37	12.80	
DMU	427	5603.00	1032.80			84.58	8.63	256.34	37.41	15.86	20.51	2.94	3.27	8.25	
DMU	431	5552.00	1245.00	363.88	245.29	94.73	11.71	435.05	35.50	22.01	20.90	4.08	2.42	8.25	654.50
DMU	432	5548.70	1030.00			87.71	5.88	266.42	36.53	21.24	18.91	3.98	2.53	11.95	
DMU	436	5533.50	1245.50		294.70					20.62		4.96			
DMU	441	5516.30	1234.50	336.00	259.47	66.11	3.4	448.12	33.58	22.09	22.55	4.28	3.56	6.85	779.00
DMU	443	5503.00	1102.00			69.61	8.89	390.69	43.30	18.60	25.89	3.15	3.46	5.80	
DMU	444	5500.00	1318.00	343.00	251.07	68.78	3.64	443.15	37.05	19.94	21.91	2.35	4.32	5.30	999.00
DMU	449	5448.00	1222.00			69.56	5.46	476.89	39.01	16.95	25.73	3.20	5.15	6.90	
DMU	450	5442.00	1046.00			64.45	12.35	399.09	44.43	20.77	26.66	4.50	4.14	7.45	
DMU	640	5500.00	1405.00	339.50	253.40	65	3.59	387.33	30.48	20.87	22.37	4.03	1.68		
DMU	727	5607.00	1230.00		235.90	9.31				20.62		4.19			
DMU	905	5711.50	1140.00	281.87	190.93	91.16	7.28	171.90	32.74	15.71	17.86	0.93	1.08	12.80	
DMU	921	5614.00	1222.20	339.73	224.93	89.47	5.88	279.84	35.34	16.20	22.11	1.24	1.70	9.15	572.00
DMU	922	5609.90	1148.00		222.13		8.67	177.47	35.60	13.74	17.67	0.34	1.22	9.25	
DMU	925	5607.90	1109.60	323.87	225.34	71.02	11.77	267.98	35.31	11.83	20.85	0.97	1.33	8.70	256.50
DMU	935	5539.30	1045.70				7.96	306.51	36.48	17.05	23.15	1.09	2.55	7.70	
DMU	939	5522.60	1100.00			82.49	9.19	351.68	37.82	18.96	25.99	2.58	2.90	5.95	435.00
DMU	952	5434.20	1120.00	295.54	281.31	86.17	5.83	464.43	37.38	20.30	25.86	4.44	2.95	5.70	655.00
DMU	954	5429.20	1216.80			74.64	9.85	485.29	38.59	18.39	21.83	3.20	4.57	6.45	679.50
KBH	1722	5534.72	1229.55	408.0	334.0	155	16	608	33.0	27.0	25.0	6.0	3.50	776	
KBH	1723	5535.68	1224.77	357.0	324.0	136	6	589	33.0	29.0	38.0	24.0	2.5		757
KBH	1728	5532.15	1242.75	300.0	322.0	86	16	545	28.0	22.0	22.0	6.0	1.7	7.5	
KBH	1871	5535.73	1226.85	409.0	321.0	193	17	796	39.0	67.0	37.0	45.0	2.9		
KBH	1942	5549.50	1237.11	324.0	299.0	107	7	360	30.0	23.0	25.0	7.0	4.0	7.0	
KBH	1944	5538.43	1241.25	358.0	310.0	132	18	411	30.0	24.0	24.0	10.0	1.3	6.5	319
KBH	5014	5549.42	1235.10	330.0	327.0	120	21	497	31.0	32.0	24.0	12.0	2.3		
KBK	3001	5537.88	1232.05	439	334	177	20	282	36	38	33	18	2.5	6.5	399
KBK	3002	5541.8	1236.14	402	292	124	9	240	31	30	25	12	3.2	4.0	909
KBK	3003	5543.05	1238.18	388	307	124	36	260	35	27	28	12	1.5	6.0	547
KBK	3005	5542.01	1241.16	298	272	94	12	191	29	17	23	8	1.4	9.0	667
KBK	3006	5543.44	1235.78	376	295	104	8	290	33	24	25	9	2.7	7.0	674
NJY	F15	5736.19	0955.00	530	490	240	33		48	28	20	4	2	6.5	1285
NJY	F30	5739.33	0948.30	480	450	122	32		30	21	18	4	1	11	
NJY	F5	5735.51	0956.33	590	410	258	42		50	28	18	5	3	4.5	
NJY	H05	5658.38	0935.06	2620	910	1640	36	2150	81	490	17	370	8		2000
NJY	H07	5700.60	0938.50		550		32			75		33	2		450
NJY	H2	5656.66	0933.75	3220			64	3360	84	620	18	560	7		4800
NJY	M3	5639.80	0958.50		990	1940	167			110		48	15	3	
NJY	S10	5738.20	1015.78	580	270	168	60		38	20	20	3	1	9.8	
NJY	S20	5739.56	1014.86	840	300	129	77		38	20	20	4	1	9.8	
NJY	S4	5737.54	1016.26	630	350	335	45		45	19	20	4	3	16.6	
NJY	d10	5652.03	1031.06	550	410	111	15	330	32	22	22	4	1	7.9	661
NJY	d2	5650.30	1016.80	670	360	233	24	320	33	26	21	10	1	2.8	728
NJY	j10	5734.40	1028.23	630	340	149	42	270	31	19	18	5	1.0	8.8	
NJY	j2	5734.10	1025.90	680	650	155	31	300	38	22	20	7	2.67		
RIB	1510001	5531.0	807.0	670	470	346	162		90	56	29	9	6	3.3	667
RIB	1510002	5528.0	801.0	700	475	311	181		66	43	24	11	6	2.7	
RIB	1510003	5525.0	755.0	630	380	326	171		64	27	27	10	5	4.3	692
RIB	1510005	5524.39	811.00	860	410	577	24		96	43	32	10	5	2.5	
RIB	1510006	5522.0	804.0	850	420	494	22		84	40	32	10	5	3.5	

INST	STATION	BREDEDE	LAENGDE	TNVIN	TNSOM	UOGNVIN	UOGNSOM	SIO	TPVIN	TPSOM	POPVIN	POPSOM	CHLA	SIGT	PRIM
RIB	1510007	5519.4	822.5	990	610	444	147		97	40	28	9	5	3.0	677
RIB	1510008	5517.9	816.0	780	520	492	174		58	38	28	8	5	4.0	
RIB	1510009	5516.0	808.1	840	480	497	142		58	37	30	10	4	3.0	1002
RIB	1510022	5527.7	819.8	1240	620	732	194		65	63	31	23	7	1.3	643
RIB	1610001	5529.3	822.8	1136	610	732	194		121	65	28	15	11	1.5	
RIB	1610002	5530.7	820.4	1420	790	990	264		80	67	30	23	8	1.6	789
RIB	1610008	5527.9	825.5	1870	740	1231	297		99	100	31	34	7	1.2	352
RIB	1620012	5520.4	834.2	800	620	446	31		50	55	28	10	8	1.1	
RIB	1620014	5520.3	822.9	800	450	403	19		47	50	26	9	9	2.0	975
RKB	1	5604.46	813.24	2400	1400	1628	11	3400	100	16	4	5	57	0.60	1620
RKB	2	5559.39	809.11	2500	1500	1634	12	350	92	160	4	9	50	0.65	1538
RKB	3	5553.13	817.53	2500	1500	1636	14	3600	91	190	6	5	51	0.65	1579
RKB	4	5552.20	811.50	1800	1400	1253	12	3800	76	200	6	23	46	0.5	1164
RKB	21	5623.34	808.46	2800	1000	2337	19	380	44	130	13	31	32	1	1304
RKB	22	5620.39	812.34	3500	1500	2722	14	4900	49	160	9	21	53	0.7	1794
RKB	23	5618.47	815.08	4600	2300	3770	244	650	130	180	13	6	96	0.55	2368
RKB	41	5610.34	805.34	930	770	360	336	330	42	26	22	8	6	4.2	1021
RKB	42	5610.30	758.00	740	580	320	265	300	36	31	22	8	3.5	5.8	887
RKB	43	5558.00	806.48	910	650	540	139	370	47	23	27	6	7	2.7	1137
RKB	44	5558.00	759.00	680	690	460	205	300	49	36	26	8	7.1	5.8	1297
RKB	62	5642.30	808.30	730	700	144	87	20	41	27	24	5	4.0	7.1	1600
RKB	63	5642.30	805.18	780	740	169	219	200	34	21	19	8	4	6.0	1200
ROS	2	5540.25	1204.74	2220	1245	1580	208	2300	550	880	520	840	11.5	3.2	817
ROS	52	5540.70	1201.22	2020	970	1530	71	2700	470	785	430	725	5.1	3.3	
ROS	55	5540.83	1157.93	1410	895	840	61	2500	480	720	460	685	4.0	3.8	426
ROS	60	5542.78	1204.00	1460	935	910	51	2200	430	27.5	410	10.5	2.6	3.7	644
ROS	1724	5532.95	1216.10	430	430	910	14.1			23		5	3.1	5.8	666
ROS	1726	5524.40	1219.44	420	420	910	15.5			24		5	3.9		1105
ROS	1727	5529.60	1215.40	395	395	810	13.5			24		5	4.0	5.2	
ROS	1933	5544.10	1151.50	1010	515	810	28	780	45	88	35	58	4.0		
ROS	2043	5543.30	1149.40	1030	575	685	20	650	35	90	30	58	4.0	5.3	887
ROS	2044	5540.80	1148.70	1200	500	810	28	790	45	115	35	90	4.0	4.6	556
SJY	1	5503.20	0828.40	1000	540	668	185		68	34	33	15	8	3	
SJY	2	5459.40	0833.41	920	790	626	314		76	47	33	9	9	2	
SJY	12	5456.94	0949.52	450	500	302	110		43	45	34	8	5	3	1236
SJY	12A	5458.75	0946.71	570	440	455	37		44	40	32	8	7	4	
SJY	13B	5500.38	0941.10	380	380	195	33		55	26	28	8	6	4	
SJY	15	5501.89	0928.18	410	440	175	129		44	34	32	8	5	4	967
SJY	16	5502.95	0933.49	440	380	230	197		39	43	33	8	5	4	
SJY	19	5507.55	0928.88	470	410	334	99		40	44	29	8	5	3	1148
SJY	19A	5507.30	0932.41	470	420	334	67		35	28	8	8	3	4	
SJY	20	5517.28	0938.08	1000	640	926	246		71	130	38	82	7	2	
SJY	KFF1	5449.70	0926.90	850	493	703	43		61	64	41	20	10	2	1730
SJY	KFF2	5450.65	0929.40	820	510	722	70		56	52	39	64	9	2	1787
SJY	KFF3	5454.80	0937.00	390	390	757	64		55	10	42	55	6	3	1300
SJY	KFF4	5451.30	0936.50	590	310	363	12		43	18	38	8	5	4	693
SJY	KFF5	5450.10	0949.60	400	191	216	12		36	10	29	8	4	5	511
STR	0101015	5507.05	1135.20	233	225	196	14	400	32	20	23	4	2.29	6	905
STR	0101023	5506.70	1119.60	218	211	55	8	300	34	17	22	3	2.41	6.0	1228
STR	0103004	5508.46	1148.15	1086	436	644	14	400	33	29	4	3	1.49	1.7	
STR	0201002	5500.60	1145.45	271	225	74	13	400	30	26	20	11	1.82	6.5	

INST	STATION	BREDEE	LAENGDE	TNWIN	TNSOM	UOGNVIN	UOGNNSOM	SIO	TFVIN	TFPSOM	POPVIN	POPSOM	CHLA	SIGT	PRIM
STR	0302051	5449.50	1102.55	312	344	113	18	200	22	28	14	6	1.91	3.0	
STR	0704010	5500.83	1214.13	201	303	81	13	400	25	28	17	8	1.35	3.0	211
STR	0801006	5509.10	1219.40	114	232	45	12	400	21	20	17	8	1.57	6.0	
STR	0802008	5509.70	1203.30	742	425	474	21	600	43	79	21	59	2.01	4.0	
STR	0901008	5454.50	1233.75	224	222	41	6	400	22	22	15	5	3.01	6.5	
VEJ	335	5529.6	0931.8	1100	560	813	10	1900	48	76	32	9	26.5	2.1	3177
VEJ	375	5529.6	0935.1	850	365	626	10	1900	48	45	32	9	10.5	3.0	1421
VEJ	377	5541.80	0935.50	800	570	400	27	2300	79	79	36	32	11.5	1.8	3340
VEJ	395	5530.4	0937.6	360	305	167	11	1100	40	32	30	7	4	4.5	1397
VEJ	427	5542.3	0940.2	670	405	430	10	1900	50	56	39	9	7	2.2	2642
VEJ	466	5540.2	0944.3	470	335	250	11	1500	29	33	5	5	3.5	4.2	1008
VEJ	536	5539.0	0951.4	360	320	171	11	1100	39	31	30	5	3.5	4.6	1132
VEJ	608	5550.9	0957.9	690	415	490	13	1200	34	66	25	18	11.5	2.9	1211
VEJ	698	5550.7	1001.6	865	370	460	17	1100	38	49	25	19	3.5	3.6	1138
VEJ	767	5544.3	1013.0	470	290	132	11	940	37	25	28	5	3.5	5.2	942
VEJ	5790	5551.10	0954.50	1100	505	890	40	1400	46	67	23	23	8.5	2.4	1191
VIB	23100	5708.00	835.00	540	560	130	113	210	50	21	20	1	4	6	
VIB	23101	5711.00	835.05	530	510	106	68	170	42	14	19	1	2	8	
VIB	23102	5714.00	832.00	560	570	172	58	160	41	18	20	1	2	8	
VIB	3701-2	5642.50	813.65	780	760	262	151	360	49	38	18	1	6	3.0	850
VIB	3702-1	5636.05	824.89	1000	590	419	75	430	45	34	22	6	7	3.5	1700
VIB	3705-1	5631.39	842.38	1300	740	476	155	550	58	50	28	20	3	4.5	2400
VIB	3708-1	5657.24	903.75	1200	670	428	70	640	50	64	36	41	5	6.0	2000
VIB	3711-1	5702.10	937.75	1100	700	527	82	720	43	76	30	40	5	3.4	750
VIB	3713-1	5703.10	956.62	1180	640	620	93	1000	66	84	28	54	4	4.5	1100
VIB	3718-1	5659.05	1013.70	1500	610	850	125	1200	65	80	39	48	5	3.5	1600
VIB	3720-1	5631.39	840.46	1100	820	536	65	620	49	71	22	26	4	3.8	2000
VIB	3722-1	5646.37	830.75	1100	770	589	93	930	92	99	66	75	5	4.5	2600
VIB	3723-1	5655.20	844.25	1000	760	480	91	800	79	73	61	44	5	5.0	1900
VIB	3725-1	5650.00	908.75	1300	860	512	69	860	860	20	39	32	3.8	1800	
VIB	3727-1	5637.25	904.55	1700	1200	769	141	1100	67	140	46	95	19	2.8	2600
VIB	3728-1	5639.65	914.67	2300	1300	943	194	1700	54	170	16	87	16	2.5	3600
VSJ	1	5544.10	1145.10	950	497	674	56	570	36	93	28	64	3.6	5.1	1830
VSJ	2	5548.15	1142.70	705	392	440	16.5	438	43	52	27	23	4.4	4.5	2372
VSJ	3	5552.50	1147.80	523	376	234	25	353	46	43	26	10	3.6	5.4	1491
VSJ	4	5600.60	1124.50	265	218	66	31.5	325	31	13	24	2	1.0	8.0	315
VSJ	5	5547.65	1120.20	366	269	115	8	325	38	21	24	4	2.0	5.5	462
VSJ	6	5549.40	1110.00	358	276	100	11.5	368	38	20	24	3	2.1	5.8	556
VSJ	7	5542.50	1056.40	297	250	97	24.5	400	30	22	23	4	2.6	5.6	986
VSJ	8	5540.35	1103.54	340	296	125	15	433	33	26	25	5	2.6	4.5	694
VSJ	9	5536.30	1103.50	327	274	90	15.5	353	33	31	23	5	3.3	5.3	977
VSJ	10	5524.80	1107.47	310	324	96	32	410	37	39	27	8	2.8	5.5	785
VSJ	11	5520.30	1110.80	825	574	555	25	405	35	100	15	61	8.9	5.6	1314
VSJ	12	5517.50	1110.00	297	266	99	13.5	390	40	25	25	5	3.0	5.6	1057
VSJ	13	5514.90	1116.93	717	535	409	30	553	33	61	17	20	8.1	4.5	1477
VSJ	14	5515.60	1117.80	812	489	481	33	609	33	72	16	33	6.6	4.5	1613
VSJ	15	5510.55	1118.17	315	282	111	8	413	47	24	25	6	2.4	5.6	1120
VSJ	16	5512.10	1128.10	693	418	430	25	230	27	39	11	6	2.4	5.7	182
ARH	170002	5614.60	1022.20	290	260	108	8	200	28	18	16	1	2.60	6.6	790
ARH	170006	5608.32	1019.20	270	250	98	5	230	32	16	19	1	2.1	6.6	690
ARH	170011	5608.21	1014.82	280	240	77	6	180	30	14	21	2	1.9	7.25	770

INST	STATION	BREDE	LAENGE	TNVIN	TNSOM	UOGNVIN	UOGNSOM	SIO	TPVIN	TPSOM	POPVIN	POPSOM	CHLA	SIGT	PRIM
ARH	190002	5630.80	1038.50	250	220	94	6	190	26	16	17	1	1.3	7.4	
ARH	190004	5636.60	1026.60	380	235	208	6	450	32	16	15	2	1.95	6.85	730
ARH	190005	5637.10	1032.10	280	205	113	11	240	26	12	15	2	1.8	7.4	690
ARH	230902	5628.47	1012.72	3570	1525	330	915	5440	93	128	37	80	23.5	1.35	
ARH	230904	5631.17	1013.84	3280	1295	310	693	5330	85	123	42	84	8.75	1.80	
ARH	230905	5636.40	1017.83	1820	620	1600	157	3550	67	70	36	40	3.6	3.45	

For VSJ (Vestsjælland) er værdierne middelværdier.

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1992

Tilførslen af fosfor til vandløb, søer og havet falder stadig. Til havet tilførtes der i 1992 16% mindre fosfor end i 1991, selvom vandafstrømningen var den samme. Der er sket et fald i fosfortilførslen fra både punktkilder og det åbne land.

Når der tages højde for variationerne i vandafstrømningen, kan der ikke påvises nogen reduktion i kvælstoftransporten efter Vandmiljøplanens ikrafttræden i de danske vandløb som følge af tiltagene i landbruget. Der er sket en stigning på ca. 14% i vandløbenes kvælstoftilførsel til havet fra 1991 til 1992. Årsagen er primært en tør sommer, hvor planterne ikke kunne optage den udbragte gødning med efterfølgende stor udvaskning til følge.

Danmarks Miljøundersøgelsers landsdækkende rapporter om Vandmiljøplanens overvågningsprogram udarbejdes årligt og omfatter: landovervågning, vandløb og kilder, søer, havet og atmosfæren. Det sker på baggrund af data og rapporter fra amtskommunerne og målinger udført af Danmarks Miljøundersøgelser. Rapporterne om Landovervågning er udarbejdet sammen med Danmarks Geologiske Undersøgelse. Rapporterne udkom første gang i 1990 og behandlede resultaterne fra 1989.

Fosfor

Vandløb: Fosforkoncentrationen i de danske vandløb falder stadig. Den vigtigste kilde er fortsat rensningsanlæg, men den bedre spildevandsrensning har medført en reduktion i den vandføringsvægtede fosforkoncentration på ca. 40% siden 1989 i de spildevandsbelastede vandløb. Der er også for første gang påvist et tilsvarende fald i fosforkoncentrationen i vandløb i dyrkede oplande.

Søer: Miljøtilstanden i de danske søer reguleres især af fosfortilførslen. Siden 1989 er der sket en reduktion i de spildevandsbetingede fosfortilførsler til godt en fjerdedel af søerne, men udledninger fra byspildevand og dambrug udgør stadig mere end 25% af den samlede tilførsel til disse søer. Hovedparten af fosfortilførslen til søerne kan dog generelt tilskrives udledninger fra det åbne land - herunder udledninger fra spredt bebyggelse.

Havet: Den lavere tilførsel til havet har medført en lavere fosforkoncentration i hovedparten af kystvandene. Derved er perioden med lave fosforkoncentrationer blevet længere. Overordnet spiller fosfor dog kun en mindre rolle for de biologiske forhold og dermed for miljøtilstanden i de danske farvande på grund af hurtig omsætning af fosfor og frigivelse fra havbunden.

Kvælstof

Vandløb: En statistisk analyse af kvælstoftransporten, hvor der tages højde for år til år variationerne i vandafstrømningen, er gennemført på data fra 55 vandløb i forskellige regioner. Analysen

viser, at der ikke kan påvises nogen reduktion efter Vandmiljøplanens ikrafttræden.

Ca. 80% af det kvælstof, som med vandløbene transporteres til havet, stammer fra landbruget. Således tilføres vandløbene ca. 10 gange så meget kvælstof fra dyrkede arealer som fra udyrkede arealer.

Landbrug: Interviewundersøgelser i seks små landbrugsoplande viser, at de største problemer fortsat ligger i udnyttelsen af husdyrgødningen, og at der på omkring en femtedel af markerne er en overgødsning i forhold til det økonomisk optimale.

Undersøgelsen viser også, at der er sket en lille forbedring i nyttevirkningen af husdyrgødningen, idet forårs- og sommerudbringningen af især den flydende husdyrgødning er steget med 7% siden 1989.

Undersøgelsen har klarlagt, at en forbedring af landbrugenes gødningspraksis hurtigt kan registreres i vandløb, som løber igennem oplande med lerjord. Dette fremgår bl.a. af, at effekten af den tørre sommer og dårlige høst umiddelbart medførte en øget kvælstoftransport. Effekten af en forbedring af gødningspraksis vil derimod være betydeligt forsinket i vandløb, der gennemstrømmer sandjordsoplande.

Atmosfæren: Tilførslen af kvælstofforbindelser fra atmosfæren udgør en stor del af den samlede kvælstoftilførsel til havmiljøet. Heraf kommer en væsentlig del som ammoniak fra danske kilder, især fra landbruget.

I perioden 1988-92 er der målt et svagt fald i den atmosfæriske kvælstoftilførsel. Disse ændringer skyldes muligvis klimatiske forhold.

Havet: Kvælstofkoncentrationerne i kystvandene var i foråret 1992 på samme niveau som de tidligere år. Enkelte steder som Svendborg Sund kunne der ses en reduktion i kvælstofkoncentrationen om sommeren på grund af den bedre spildevandsrensning. I fjorde og kystvande er der en betydelig tilbageholdelse/fjernelse af kvælstof, som i 1992 var 10-20% større end tidligere.

Miljøtilstand

Vandløb: Miljøtilstanden i vandløbene øst for Storebælt er tydeligt dårligere end på Fyn og i Jylland. Miljøtilstanden reguleres af såvel fysiske som kemiske forhold, og især forskelle i strømforhold kan forklare forskellene mellem landsdelene. Næringsstoffer spiller en forholdsvis lille rolle for miljøtilstanden, og der kan ikke påvises nogen generel forbedring i perioden 1989-1992, hvilket formodentlig skyldes en dårlig tilstand i 1992 pga. lav vandføring og dermed ringe fortynding af spildevandet.

Søer: Fosforkoncentrationen er af afgørende betydning for miljøtilstanden i de fleste danske søer. Der er således en god sammenhæng mellem fosforkoncentrationen i søvandet og søvandets klarhed - sigtddybden. En stor sigtddybde er udtryk for få alger, men

generelt skal fosforkoncentrationerne ned under 0,1 mg P/l, før der sker en markant forbedring i sigtdybden. I halvdelen af søerne var fosforkoncentrationerne højere end 0,13 mg P/l, og sigtdybden mindre end 1 meter i sommeren 1992. Sigtdybden i søerne er generelt ikke ændret i perioden 1989-92, men der er tendens til faldende fosforkoncentrationer i søvandet i mange af de mest forurenede søer.

Resultaterne fra Overvågningsprogrammet viser dog også, at ændringer i de biologiske strukturer i søerne kan have afgørende indflydelse på vandets klarhed. F.eks. blev Arreskov Sø klarvandet i 1992, især fordi der kun var få store brasen, men stor forekomst af algeædende dyreplankton. Omvendt blev vandet i Utterslev mose tiltagende uklart formentlig på grund af øget forekomst af dyreplanktonædende fisk (skaller) og dårligere udvikling af undervandsplanterne i søen.

Sammenhængen mellem søvandets fosforkoncentration og sigt- dybden kan således forbedres ved inddragelse af dyreplanktonets græsning og (for lavvandede søer) brasenbestandens størrelse.

Havet: Generelt er der ikke observeret markante udviklingsten- denser i perioden 1989-1992. I en række østjyske fjorde og Lim- fjorden er der sket en forbedring af miljøtilstanden med færre alger og klarere vand. Det skyldes en lavere afstrømning og dermed lavere kvælstofbelastning i perioden 1989-1992 i forhold til i begyndelsen af 1980'erne, samt fosforfjernelse fra spildevand.

Masseopblomstring af alger observeredes i lighed med tidligere år i mange områder i 1992, og der var indikationer på, at en masse- opblomstring af *Chrysochromulina*-alger var giftig. I flere områder blev muslingefiskeriet lukket på grund af risiko for giftstoffer fra planktonalger i muslingerne.

Nedbrydning af alger i bundvandet forårsager forbrug af ilt. På grund af klimatiske forhold varierer iltsvindets størrelse, udbredelse og forekomst i tid. I 1992 forekom iltsvind 1-3 måneder senere end tidligere år, men udbredelse og laveste koncentrationer var på niveau med tidligere år.

Bunddyrene påvirkes bl.a. af mængden af føde og iltforholdene. I Nordsøen, Vadehavet, Skagerak og det nordlige Kattegat er mængden af bunddyr steget igennem 1980'erne, hvilket tolkes som et resultat af øget algemængde og dermed øget føde for dyrene. I Vadehavet synes denne udvikling at være stoppet, og i dele af Nordsøen reduceres faunaen pga. iltsvind i starten af 1980'erne.

I det sydlige Kattegat og Østersøen er der i det sidste årti sket en tilbagegang i faunaen og i enkelte år er faunaen helt forsvundet pga. iltsvind. I det sydlige Kattegat er bunddyrene ved at vende tilbage.

I de fleste kystnære områder er bunddyrsfaunaen uændret forarmet i forhold til en naturlig basistilstand. Enkelte steder kan der observeres lokale forbedringer, som enten kan tilskrives bedre

spildevandsrensning eller bedre iltforhold på grund af mindsket afstrømning.

Dybdeudbredelsen af ålegræs og andre undervandsplanter aftager med stigende kvælstofkoncentration i vandet. Årsagerne er, at øget kvælstofkoncentration øger algemængden i vandet og giver dårlige lysforhold ved bunden. På dybt vand er der således ikke lys nok. Selvom ålegræs flere steder forsvandt, var der generelt ikke tale om en reduktion i bestandene.

Ved høje næringsstofkoncentrationer udkonkurreres ålegræs af søsalat og trådalger. Også i 1992 blev der observeret masseforekomster af disse alger inderst i de fleste fjorde og beskyttede kystområder, men der var ingen forandring i forhold til tidligere år.

Resultaterne viser, at i de fleste kystvande vil en reduktion i kvælstofbelastningen hurtigt vise sig som mindre algeproduktion, klarere vand og aftagende iltvind. Derved øges udbredelsen af vandplanter og et alsidigt dyreliv etableres igen. I de dybere lagdelte farvande forsinkes forbedringen af iltforholdene og dermed bunddyrenes levevilkår.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser *Direktion og Sekretariat*
Postboks 358 *Forsknings- og Udviklingssekretariat*
Frederiksborgvej 399 *Afd. for Forureningskilder og*
4000 Roskilde *Luftforurening*
 Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
 Afd. for Miljøkemi
 Afd. for Systemanalyse

Tlf. 46 30 12 00
Fax 46 30 11 14

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Ferskvandsøkologi*
Postboks 314 *Afd. for Terrestrisk Økologi*
Vejlsovej 25
8600 Silkeborg

Tlf. 89 20 14 00.
Fax 89 20 14 14.

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Flora- og Faunaøkologi*
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønde

Tlf. 89 20 14 00.
Fax 89 20 15 14.

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.

