

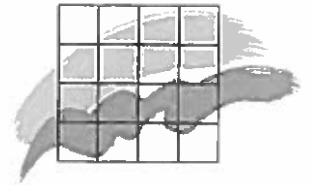
Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1993

Marine Områder

Fjorde, kyster og åbent hav

Faglig rapport fra DMU, nr. 117
1994

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser



Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1993

Marine Områder

Fjorde, kyster og åbent hav

Faglig rapport fra DMU, nr. 117
1994

Carsten Thye Agger
Hanne Kaas
Frode Knipschildt
Klaus Brodersen
Karsten Dahl
Bjarke Rasmussen
Jørgen Nørrevang Jensen
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi

Dorte Krause-Jensen
Peter Bondo Christensen
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
December 1994

Datablad/Data Sheet

- Titel/Title:** Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav
Marine Areas - Inlets, Coasts and Open Sea
- Undertitel/Subtitle:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993
The Monitoring Programme under the Action Plan for the Aquatic Environment 1993
- Forfattere/Authors:** Carsten Thye Agger, Hanne Kaas, Frode Knipschildt, Klaus Brodersen, Karsten Dahl, Bjarke Rasmussen, Jørgen Nørrevang Jensen, Dorte Krause-Jensen*, Peter Bondo Christensen*
- Referee/Referee:** Gunni Ærtebjerg
- Afdelingsnavne/Departments:** Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi
Department of Marine Ecology and Microbiology
*Afdeling for Ferskvandsøkologi
Department of Freshwater Ecology
- Serietitel og nummer /
Serial title and number:** Faglig rapport fra DMU, nr. 117
- Udgiver/Publisher:** Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser ©
Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute ©
- Udgivelsesår /
Year of publication:** 1994
- Redaktion/Editor:** Carsten Thye Agger
- Layout/Layout:
Tegninger/Illustrations:** Dorthe Nilausen
Dorthe Nilausen, Peter Sandbeck, Niels Henrik Mortensen
- Bedes citeret/Please Quote:** Agger, C.T, Kaas, H., Knipschildt, F., Brodersen, K., Dahl, K., Rasmussen, B., Nørrevang Jensen, J., Krause-Jensen, D., Bondo Christensen, P.. (1994): Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 117.
- Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse.
Reproduction permitted only when quoting is evident
- Emneord/Keywords:** Vandmiljø, marin, overvågning, hydrografi, eutrofiering
Marine ecology, monitoring, assessment, hydrography, eutrophication
- Redaktionen afsluttet/
Editorial finish:** November 1994
- ISBN:** 87 - 7772 - 174 - 8
ISSN: 0905 - 815x
Papirkvalitet/Paper quality: 90g CyclusPrint
Tryk/Printed by: jespersen offset
Oplag/Impression: 400
Sideantal/Number of pages: 177
Pris/Price: 150 Dkr (incl. 25% moms, excl. forsendelse)
- Købes hos/For sale at:** Danmarks Miljøundersøgelser
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi
Frederiksborgvej 399, Postboks 358
DK-4000 Roskilde
Tlf. 46 30 12 00
Fax. 46 30 11 14
- Miljøbutikken
Information og bøger
Læderstræde 1
DK-1201 København K
Tlf. 33 92 7692 (Information)
Tlf. 33 93 92 92 (Bøger)

Indhold

Forord 5

Summary in English 7

1 Indledning 9

2 Overvågningsprogrammet for de marine områder 11

- 2.1 Formål 11
- 2.2 Strategi 11
- 2.3 Variable 11
- 2.4 Omfang og frekvens 13

3 Hydrografiske forhold 15

- 3.1 Vindforhold ved Sprogø 15
- 3.2 Strømningen gennem Storebælt 16
- 3.3 Hydrografiske observationer 18
- 3.4 Konklusion 28

4 Næringsalte 29

- 4.1 Indledning 29
- 4.2 Tilførsel fra land og atmosfære 29
- 4.3 Kvælstof 32
- 4.4 Fosfor 36
- 4.5 Silikat 42
- 4.6 Næringsaltbegrænsning 43
- 4.7 Konklusion 46

5 Fytoplankton 47

- 5.1 Indledning 47
- 5.2 Sigtdybde 50
- 5.3 Fytoplanktonbiomasse og -produktion 52
- 5.4 Artssammensætning 72
- 5.5 Masseforekomster 85
- 5.6 Giftige alger 93
- 5.7 Kommentarer til metoder 102
- 5.8 Konklusion 103

6 Iltforhold 107

- 6.1 Indledning 107
- 6.2 Iltvind i 1993 107
- 6.3 Udviklingen 108
- 6.4 Konklusion 112

7 Bundfauna 113

- 7.1 Indledning 113
- 7.2 Status for de kystnære områder 113
- 7.3 Status for de åbne farvande 118

7.4 Konklusion 119

8 Bundvegetation 121

8.1 Indledning 121

8.2 Udviklingstendenser for blomsterplanter i 1993 121

8.3 Udviklingstendenser for makroalger i 1993 124

8.4 Eksempler på vegetationens udvikling i områder, hvor næringsstofbelastningen er reduceret 126

8.5 Konklusion 130

9 Eksempler på effekter af reduceret punktkildebelastning 133

9.1 Indledning 133

9.2 Et eksempel fra hvert amt 133

9.3 Konklusion 137

10 Vurdering af de enkelte farvandes miljøtilstand 139

10.1 Nordsøen og Skagerrak 139

10.2 Vadehavet 139

10.3 Ringkøbing Fjord 140

10.4 Nisum Fjord 140

10.5 Limfjorden 141

10.6 Kattegat-området 141

10.7 Fjordene omkring Kattegat 142

10.8 Århus Bugt-området 143

10.9 Samsø Bælt-området med tilhørende fjorde og nor 144

10.10 Storebæltsområdet 146

10.11 Lillebæltsområdet 148

10.12 Det Sydfynske Øhav 149

10.13 Den Vestlige Østersø 150

10.14 Køge Bugt 150

10.15 Øresund 151

10.16 Østersøen omkring Bornholm 151

11 Konklusion 153

12 Referencer 157

Bilag 1 167

Oversigt over materiale fra amtskommunerne

Bilag 2 169

Den statistiske metode bag tabellerne 4.3, 4.5, 4.7 og 6.1

Bilag 3 171

Landbelastning i 1993

Sammenfatning 173

Danmarks Miljøundersøgelser 177

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 femte 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 næringssalte.

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

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem 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 Undersøgelse.

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

In this report, the state of the Danish marine environment in 1993 is evaluated. The report presents an assessment based upon results of the marine monitoring programme under the Action Plan for the Aquatic Environment, namely data and reports from 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; the German Marine Research Institute, Kiel; and the University of Rostock.

Meteorological and hydrographical conditions resulted in diminished nutrient load to the Danish marine environment in 1993 compared to in the 1980's. Very low precipitation in the first six months of the year led to reduced freshwater run-off. Due to the low run-off, the diffuse land-based nitrogen load was also low during spring and summer of 1993.

After normalization to freshwater run-off, the total nutrient load from diffuse sources in 1993 was not below the level of the 1980's. Neither was the atmospheric input to marine waters reduced.

The nutrient load from point-sources was reduced by 40-95% (depending on the locality) during the last five years. As an effect, the phosphorous concentration was low in inlets and coastal areas compared to the level of the 1980's.

In a number of inlets and coast-near areas, the reduced phosphorous load (due to improved waste-water treatment) and the low nitrogen load (due to favourable climatic conditions) in the years 1991-93 have had effects on primary production, phytoplankton biomass, and/or bottom vegetation coverage and species composition.

Oxygen deficiency was less pronounced in 1993 than in 1989-91. Apart from possible effects of reduced phytoplankton biomass, meteorological and hydrographical conditions were in favour of high bottom water oxygen content. Salt, oxygen-rich bottom water flowed in from the north to the southern Kattegat and the Great Belt area in June, leading to unusually high bottom water oxygen concentrations during June-July. Cold and cloudy weather from mid-June and throughout the summer opposed stable layering in shallow and closed areas, facilitating oxygenation of the bottom water.

The changes in phytoplankton abundance, primary production and species composition and their causes are discussed thoroughly in the present report. The main conclusions are, first, that the phytoplankton responds quickly to changes in nutrient availability; and secondly, that the interactions of physical, chemical and biological elements of the marine ecosystem are so complex that at present it is

not possible to distinguish between effects of nitrogen and of phosphorous because the input of both was reduced in the 1990's.

Due to the second conclusion of the phytoplankton study, it is not possible at present to determine to what extent the improved environmental status is permanent. This statement is meant to cover effects on bottom vegetation and bottom fauna as well as effects on phytoplankton.

As for the future development, the results of the 1993 monitoring support the prediction of previous reports in this series that when a permanent reduction of the diffuse land-based nitrogen load is established, then a considerable improvement of the biological conditions in the Danish marine waters is likely to occur.

1 Indledning

Den danske regering fremsatte i januar 1987 Vandmiljøhandlingsplanen, og året efter blev overvågningsprogrammet etableret i et samarbejde mellem statslige og amtskommunale myndigheder.

Denne rapport giver en overordnet beskrivelse af miljøtilstanden i 1993 i de danske farvande ud fra resultaterne af det omfattende undersøgelsesprogram, der er gennemført. Derudover foretages en sammenligning med tidligere data, indsamlet enten som led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram eller i forbindelse med anden overvågning, for at påvise udviklingstendenser.

Et af formålene med rapporteringen er at få vurderet "i hvilket omfang de vedtagne politiske mål er opfyldt og herunder om de eksisterende foranstaltninger er tilstrækkelige" (citat fra Miljøstyrelsen 1993).

I årets rapport er fytoplankton givet en specielt grundig behandling som led i den cykliske rapportering af de tre biologiske områder. De andre områder er bundvegetation (tema i rapporten for 1991) og bundfauna (1992).

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, af Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institutet, Oceanografiska Laboratoriet, af Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen, Norge, af Institut für Meereskunde an der Universität Kiel, og af Institut für Meereskunde an der Universität Rostock, begge i Tyskland.

Mere detaljerede oplysninger om miljøets tilstand og udvikling i kystvandene kan findes i de amtskommunale rapporter (se oversigten i bilag 1).



2 Overvågningsprogrammet for de marine områder

2.1 Formål

Formålene med den marine overvågning er:

- at følge udviklingen fortrinsvis i de indre farvande af den fysisk-kemiske og biologiske tilstand
- at opnå øget viden om i hvilken grad og hvordan tilstanden er påvirket af næringsstofbelastningen, samt hvordan tilstanden udvikler sig som følge af ændringer i næringsstofbelastningen.

2.2 Strategi

Kystområder

Det primære indsatsområde er de farvandsafsnit, der er mest berørt af belastningen fra land, og hvor det kan antages, at resultaterne af belastningsreduktioner vil få størst effekt på de undersøgte miljøvariable, dvs. kystfarvandene og bælteerne. Indsatsen i disse områder varetages først og fremmest af amtskommunerne.

Åbne havområder

Overvågningsprogrammet omfatter desuden målinger og observationer i de åbne havområder med hovedvægten på de indre farvande, og i særdeleshed hvor disse støder op til Skagerrak og Østersøen. Hermed er det muligt at vurdere de tilstødende havområders betydning for vandkvaliteten i de indre farvande, samt at bestemme referenceværdier for målingerne i kystvandene. Indsatsen i de åbne områder varetages primært af Danmarks Miljøundersøgelser og frem til 1993 også af Skov- og Naturstyrelsen.

Overvågningsprogrammet er tilrettelagt således, at det i størst mulig udstrækning belyser:

- ændringer i dyre- og planteliv inden for de enkelte farvandsafsnit
- biologiske og fysisk-kemiske gradienter fra land gennem kystzonen ud imod det åbne hav
- biologiske og fysisk-kemiske gradienter på langs af den jyske vestkyst
- biologiske og fysisk-kemiske gradienter gennem de indre farvande.

Programmet suppleres med målinger og observationer af meteorologisk betingede faktorer som nedbør, afstrømning, vind, strøm, temperatur og vandstandsforhold.

2.3 Variable

Overvågningsprogrammet er opdelt i to hovedgrupper, én der omfatter hyppige målinger i "de frie vandmasser", og én der omfatter bundundersøgelser med prøvetagning typisk 1-2 gange årligt.

De frie vandmasser

Undersøgelserne i de frie vandmasser omfatter en række profil-målinger, der foretages direkte i felten, og en række vandkemiske og biologiske prøver, der analyseres i laboratorium.

Profilmålinger

Profilmålinger:

- salinitet
- temperatur
- iltindhold
- sigtdybde
- evt. klorofyl-fluorescens

Vandkemiske prøver

Vandkemiske laboratorieprøver:

- total kvælstof (ufiltreret prøve)
- uorganisk kvælstof (filtreret prøve), dvs. nitrit+nitrat og ammonium
- total fosfor (ufiltreret prøve)
- orthofosfat (filtreret prøve)
- klorofyl-a
- silikat
- evt. sulfid
- evt. TOC (total organisk materiale)
- evt. pH

På lavvandede lokaliteter uden lagdeling tages typisk integrerede prøver til vandkemiske analyser (hvor tidsserier ellers ville brydes tages fortsat prøver i én dybde). På lokaliteter med stor vanddybde og lagdelt vandmasse tages integrerede prøver i den fotiske zone over springlaget og en enkelt prøve tæt over bunden.

Biologiske prøver

De biologiske prøver tages kun på udvalgte stationer, først og fremmest på såkaldte intensivstationer med høj prøvetagningsfrekvens.

Biologiske variable:

- primærproduktion
- fyto- og zooplankton artssammensætning, individantal og biomasse

På de intensive stationer, hvor der indgår zooplanktonindsamling, måles både mikro- og mesozooplankton, foruden primærproduktion og fyttoplankton, således at hovedparten af det pelagiske biologiske system er repræsenteret ved prøvetagningen.

Bundundersøgelser

Bundundersøgelserne omfatter typisk en sammenfaldende sediment- og bunddyrsprøvetagning samt monitorering af bundvegetationen.

Sediment

Sedimentundersøgelserne omfatter:

- tørstofbestemmelse
- glødetabsbestemmelse
- kornstørrelsesfordeling
- evt. bakterien *Clostridium perfringens*
- evt. kvælstof
- evt. fosfor

Bundfauna

Bundfaunaundersøgelserne omfatter:

- artsbestemmelse
- individantal
- biomasse
- evt. størrelsesfordeling af alm. arter af muslinger

Bundvegetation

Bundvegetation:

- artsbestemmelse
- dækningsgrad (semikvantitativt index)
- evt. biomasse
- evt. fladekortlægning

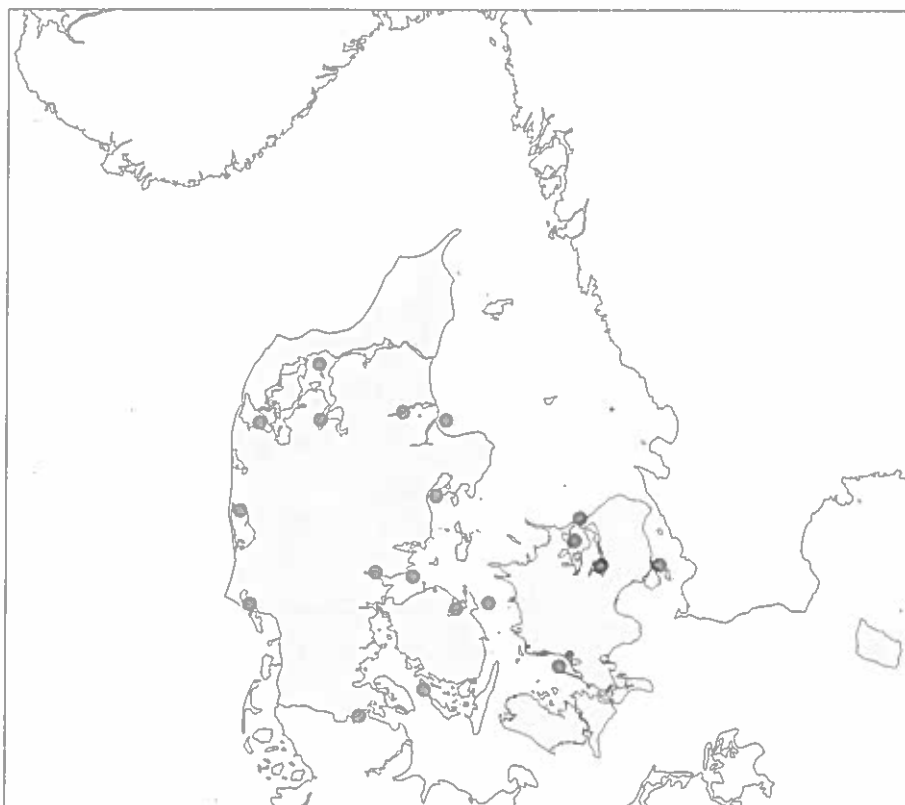
De specifikke metoder til udførelse af både det pelagiske og det benthiske overvågningsprogram er beskrevet i "Retningslinier for marin overvågning" (Miljøstyrelsens havforureningslaboratorium, 1988) samt senere opdateringer på enkeltområder.

2.4 Omfang og frekvens

Overvågningsprogrammet, der blev påbegyndt i 1988 (Miljøstyrelsen, 1989), blev revideret i 1992 på baggrund af de forløbne års erfaringer (Miljøstyrelsen, 1993).

Intensivstationer

Den primære ændring i programmet bestod i en omfordeling af ressourcerne i den kystnære overvågning til mere intensiv prøvetagning på et antal pelagiske lokaliteter (32-52 besøg årligt) på bekostning af den arealmæssige dækning, hvor stationerne typisk besøges 12-14 gange årligt. Intensivstationernes placering i de danske farvande er vist på figur 2.1.



Figur 2.1 Intensive overvågningsstationer i danske farvande.

Bundfaunaundersøgelserne gennemføres typisk en gang årligt om foråret, men i nogle belastede områder er frekvensen højere. Bundvegetationen undersøges 1-2 gange årligt i perioden maj-september, og endelig indsamles sedimentprøver med 3-6 års interval.

Omfanget af amternes og Danmarks Miljøundersøgelses aktivitet fremgår af tabel 2.1 og 2.2.

Tabel 2.1 Oversigt over de samlede aktiviteter i det amtslige havovervågningsprogram under Vandmiløplanen. Antallet af intensive stationer er medregnet i de øvrige stationer. Hvor to amter driver en intensiv station i fælleskab, er den kun medtaget hos ét amt. (Kilde: Miljøstyrelsen 1993).

Amt	Vand-kemi	Primær-produktion	Fyto-plank-ton	Zoo-plank-ton	Bund-fauna ¹⁾	Vegeta-tions-transekter	Inten-sive st.
København K	3	3	2	-	8	1	1
København	5	3	3	-	7	9	-
Frederiksborg	8	4	4	-	8	8	1
Roskilde	10	4	4	2	9	5	1
Vestsjælland	15	15	12	1	15	10	1
Storstrøm	7	1	1	-	14	10	1
Bornholm	6	-	-	-	-	20	-
Fyn ²⁾	27	27	3	-	29	18	4
Sønderjylland	12	9	1	1	15+3t	36	1
Ribe	15	6	2	-	3t	-	1
Vejle	10	10	3	1	29	68	1
Ringkøbing	12	12	5	3	41	38	1
Århus	7	2	2	1	55	15	2
Viborg ³⁾	14	11	6	6	19	36	3
Nordjylland ⁴⁾	12	4	4	1	32	16	1
I alt	163	111	52	16	281+6t	290	19

¹⁾: (t) Angiver at bundfaunaoprøver udtages langs et transekt.

²⁾: Inkl. Lillebælt; ³⁾: Inkl. Limfjorden; ⁴⁾: Inkl. Mariager Fjord

Tabel 2.2 Oversigt over Danmarks Miljøundersøgelses overvågningsstationer fordelt på miljøvariable og farvandsafsnit.

Farvands-afsnit	Vand-kemi	Primær prod.	Fyto-plank.	Zoo-plank.	Bund-fauna	Bund-veg.
Indre danske farvande	25	7	7	7	26**	8*
Nordsøen	50	-	-	-	3	-
I alt	75	7	7	7	29	8

*Udført for Skov- og Naturstyrelsen. **Heraf 18 udført for Skov- og Naturstyrelsen.

3 Hydrografiske forhold

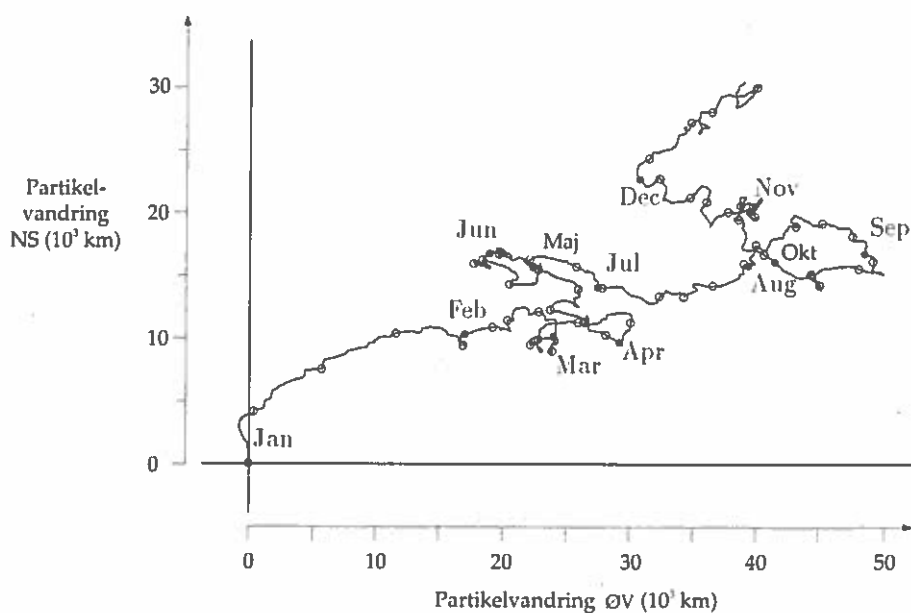
I dette kapitel gives en overordnet beskrivelse af hydrografiske observationer i løbet af 1993. Beskrivelsen tager udgangspunkt i vind- og strømforhold, samt salinitet (psu, g salt per kg havvand beregnet af temperatur- og ledningsevne målinger), koncentrationen af ilt (mg/l) og af nitrat+nitrit ($\mu\text{g N/l}$) i åbne farvandsdele. Med dette beskrives en fysisk ramme for observationerne af iltvind og algeforekomster i 1993. Beskrivelsen er sammenfattende og dækker udvalgte enkelthændelser, som er karakteristiske for observationerne fra de danske farvande. Nitrat+nitrit-koncentrationen er inddraget, idet den udgør en anvendelig tracer, i beskrivelsen af kvælstoftransport og -optag.

3.1 Vindforhold ved Sprogø

Vindobservationerne er fra Risøs målestation på Sprogø i højden 70m. Ved et logaritmisk hastighedsprofil er hastighederne beregnet for højden 10 m ved anvendelse af en ruhedskoefficient på 1 mm (Petersen *et al.* 1981). Nedenfor anvendes den beregnede vindhastighed i højden 10 m.

Vindretning

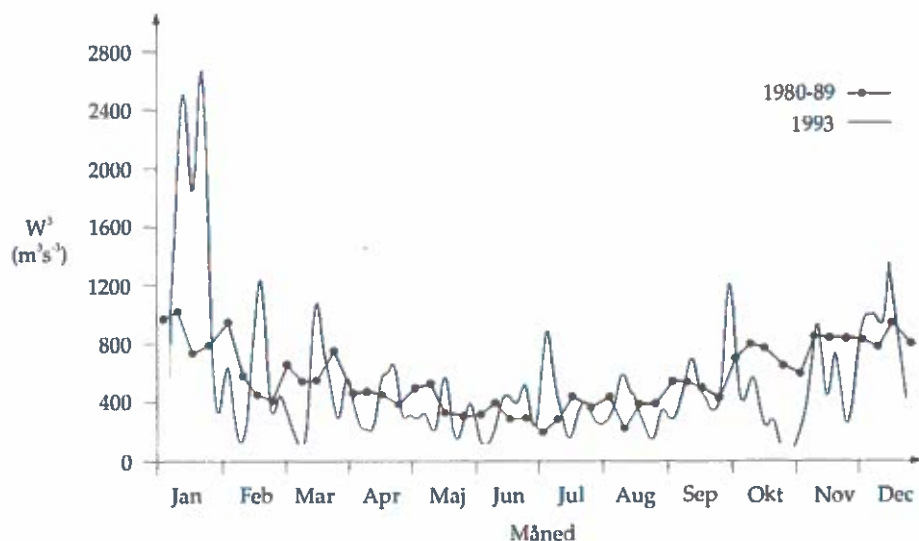
I løbet af 1993 var vinden overvejende fra vest-sydvest. I uge 2 til 4 var vinden vedvarende og kraftig med denne vindretning (Figur 3.1). I perioden februar - maj kom vinden fra skiftende retninger. I juni og juli var der længere perioder med stærk vestlig vind, mens vindstyrken herefter overvejende var svag indtil september. Syd-østlig vind dominerede i løbet af oktober og november og afløstes af kraftig syd-vestlig vind i december.



Figur 3.1 Progressivt vektor-diagram af vinden ved Sprogø i 1993. I højden 10 m (RISØ / SBF a/s). Sort prik for hver måned, hul prik for hver uge.

Vindstyrken opløftet i tredje potens (m^3/s^3) er et mål for den afgivne effekt (J/s) til vandsøjlen (Figur 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.

I uge 2 til 4 målt store vindhastigheder således, at middelvindstyrken var godt 12 m/s og vindens blanding af vandsøjlen var kraftig for årstiden (Figur 3.2). Sidst i januar aftog vindstyrken og var svag i de efterfølgende to uger. Kortvarig kraftig blæst (10 m/s) midt i februar og midt i marts efterfulgtes af 2-3 uger med svag vind. I sommermånederne optrådte kun en enkelt markant blandingshændelse først i juli. Iøvrigt fulgte vinden sæsonvariationen og var svag indtil sidst i september. For årstiden svage vinde dominerede størstedelen af oktober. Kraftige syd-østlige og syd-vestlige vi optrådte i midten af h.h.v. november og december.



Figur 3.2 Uge-middelværdier af vindhastigheden i tredje potens W^3 fra Sprogø 1993 i højden 10 m (alm. linie) og middelværdier for for 1980-89 (fed linie) (Risø/SBF).

3.2 Strømningen gennem Storebælt

Volumenstrømmen gennem Storebælt, Q (m^3/s), er beregnet ved

$$\Delta h + h_{kor} = KQ^2$$

hvor Δh (m) er middelvandstandsdifferencen i forhold til Dansk Normal Nul (DNN) mellem Gedser og Hornbæk målt som døgnmiddelværdier. K er $3,81 \cdot 10^{-11} \text{ s}^2/\text{m}^5$ og regnes som konstant. h_{kor} (m) er tidsafhængig og er fastlagt af landhævningen ved Gedser og Hornbæk samt ved en antagelse om, at middeludstrømningen ($1,5 \cdot 10^4 \text{ m}^3/\text{s}$) fra Østersøen er uændret gennem århundredet (Jacobsen, 1993)

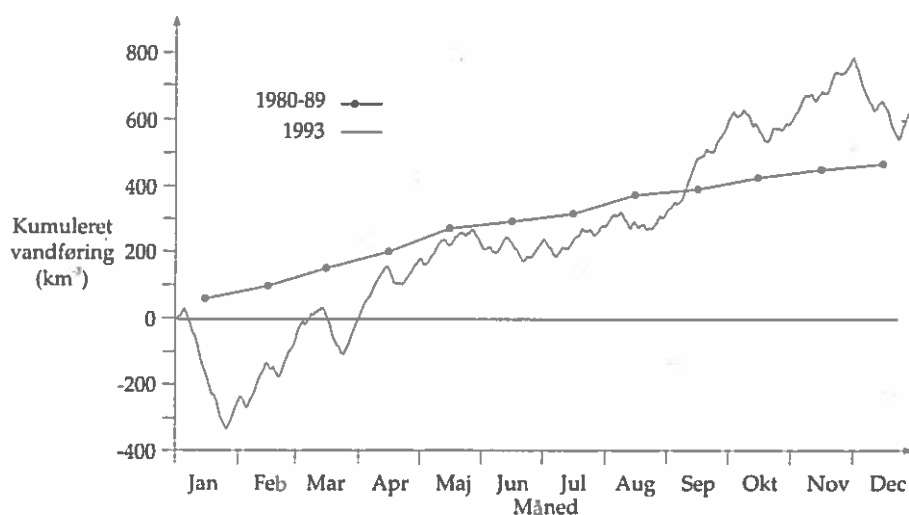
$$h_{kor} = -7,7 \cdot 10^{-4}(\text{år}-1893) + 2,2 \cdot 10^{-2}$$

I Ærtebjerg *et al.* (1993) er vandføringen bestemt ved anvendelse af en konstant h_{kor} på -3,6 cm (efter Jacobsen, 1980), hvor korrektionen for året 1992 som følge af landhævningen skal være -5,5 cm. Anvendelsen af vandstandskorrektionen på -5,5 cm reducerer estimatet af volumenstrømmen for 1992 med godt 25%. Beregningsmetoden er usikker og anvendes kun til at fastslå tidspunkt og periodelængde for markante ind- og udstrømningshændelser.

Forholdet mellem strømningerne i Lillebælt, Storebælt og Øresund er bestemt til 1:7:3 (Jacobsen, 1980). Volumenstrømmen gennem Bælt-havet og Sundet kan beregnes af $11/7 Q$. Vandstandene er indhentet fra Farvandsvæsenet. Manglende observationer er suppleret med data fra Danmarks Meteorologiske Institut.

Vandføring

Den kumulerede vandføring gennem Øresund og Bælthavet er vist sammen med middelværdien for den kumulerede vandføring i årene 1931 til 1960 (Figur 3.3) (efter Jacobsen, 1980).



Figur 3.3 Kumuleret vandføring gennem Øresund, Storebælt og Lillebælt i 1993 samt middelværdien for årene 1931 til 1960 (Jacobsen, 1980).

Nettoudstrømningen i 1993 er beregnet til 640 km^3 mod en middelværdi på 470 km^3 . Kattegats volumen ned til dybden 20 m er 424 km^3 .

Den kraftige vest-sydvestlige vind (Figur 3.1) gav en stor indstrømning til Østersøen i løbet af uge 2 til 4 (Figur 3.3). En gennemgang af denne indstrømningshændelse findes i Jacobsen (1994). Indstrømningen efterfulgtes af en periode med udstrømning, som afsluttedes med den kraftige vestlige vind midt i marts. I perioden med overvejende østlig vind (september-november) optrådte en langvarig udstrømning. Kortvarig vestlig vind afbrød periodevist udstrømningerne i februar, marts og oktober. Sidst i november påbegyndtes igen en markant indstrømning. Den varede til sidste uge af december.

3.3 Hydrografiske observationer

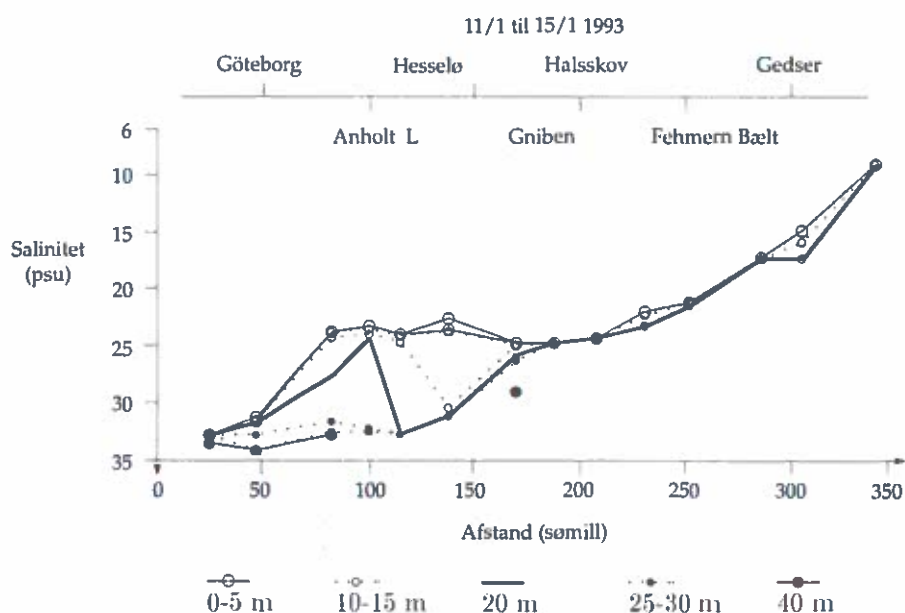
Vindblanding og strømning

Januar

Efter udstrømningen sidst i 1992 og første uge af 1993 fandtes mindre salt overfladevand over store dele af Kattegat. Sammen med den kraftige blanding i uge 2-4 resulterede den langvarige indstrømning i en homogen vandsøjle i Storebælt (Figur 3.4) og den nordvestlige del af Kattegat.

Salt overfladevand observeredes i Hevring og Århus bugter (26-29 psu) og farvandet ud for Vejle og Horsens fjorde (25 psu). Den vestlige vind muliggjorde pycnoklinløft i enkelte østjyske fjorde således, at bundvand her kunne nå overfladen (Vejle fjord, 27 psu), hvorved saliniteten i inder-fjordens overfladevand blev større end ved dens munding.

I løbet af den store indstrømning øgedes overfladesaliniteten i bugterne langs Øresund og Storebælt (Køge Bugt 15 psu, Smålandsfarvandet 19,9 psu, Hjelm Bugt 11,4 psu). Det salte overfladevand registreredes i det Sydfynske Øhav og det sydlige Lillebælt for sidst i januar at blive observeret ved Chr. X Bro, Sønderborg; saliniteten steg her fra 19 psu til 22 psu. Yderligere resulterede indstrømningen i, at salt bundvand trængte ind i f.eks. Køge Bugt 26,7 psu



Figur 3.4 Salinitet fra den vestlige Østersø gennem Storebælt og ud i Kattegat, januar 1993. Vindblanding og indstrømning gav en homogen og salt vandsøjle i Storebælt. De østlige dele af Kattegat var fortsat lagdelte.

Nitrat+nitrit-koncentration

Kattegats overfladevand var næringsrigt ($100 \mu\text{g N/l}$) (Figur 3.7, øverst). Fra den sydlige del af Storebælt til Arkona var saliniteten lavere. Med en øget Østersøandel i vandmassen reduceredes koncentrationen af nitrat+nitrit til $60 \mu\text{g N/l}$ ved Arkona.

Iltkoncentration

Indstrømningen og den kraftige blæst bevirkede yderligere, at salt og iltrigt overfladevand kunne fortrænge mindre salt vand fra dybe huller. I Ærøbassinet (i det Sydfynske Øhav) måltedes således en sali-

nitet på 21 psu og iltkoncentrationen 11 mg/l. I de efterfølgende 5 måneder reduceredes iltmængden i Ærøsbassinet gradvist.

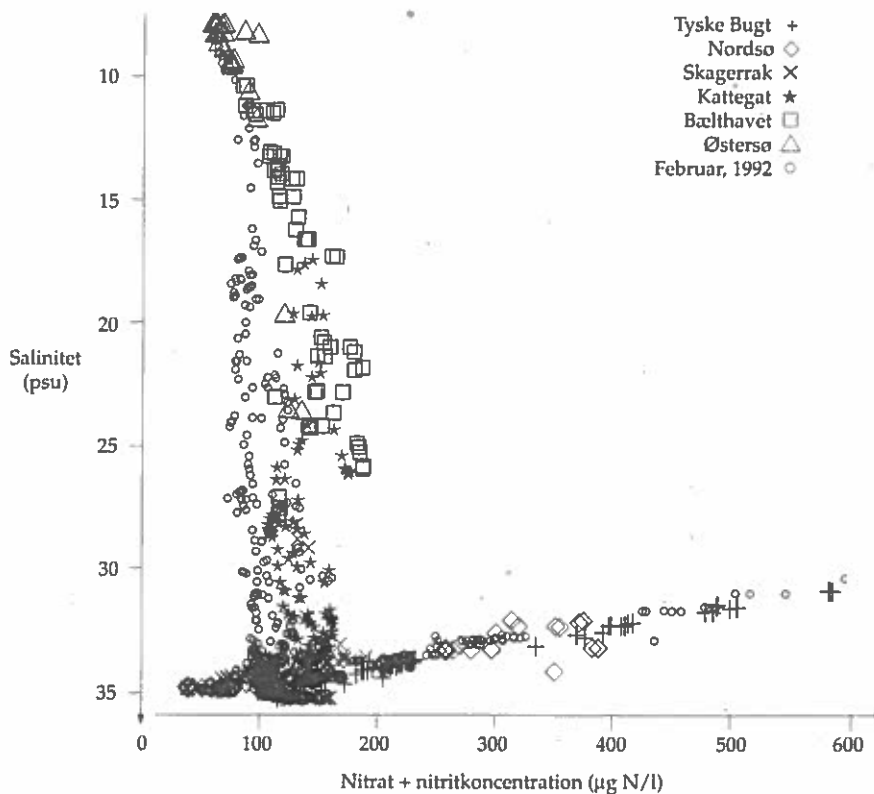
Vindblanding og strømning

Februar

Sidst i januar reduceredes vindstyrken, mens vinden kom fra skiftende retninger. Dette muliggjorde en udstrømning af lavsalint Østersøvand (8 psu). Kun afbrudt af en kortvarig indstrømning midt i februar reducerede det udstrømmende lavsaline Østersøvand gradvist overfladesaliniteten i Storebælt og det sydlige Lillebælt i løbet af februar og marts (h.h.v. fra 26 psu til 12 psu og fra 22 psu til 16 psu ved Chr.X Bro). Først i februar formåede udstrømningen at danne et mindre salt overladelag i det sydlige Kattegat (18 psu Griben). Sidst i februar observeredes lavsalint overfladevand (17-20 psu) i Århus Bugt.

Nitrat+nitrit-koncentration

Blæsten og indstrømningen i januar trængte Skagerrak/Kattegat-fronten mod syd og nord-vest for Læsø måles salt overfladevand (31-33 psu midt i januar og februar). Nitrat+nitrit-koncentrationen i dette vand var samtidig høj (170 $\mu\text{g N/l}$), hvilket kan have sin årsag i en andel Tyske Bugt- vand. I Tyske Bugt findes næringssaltfattigt vand. Næringssaltfattigt (50 $\mu\text{g N/l}$) og saltere Nordsøvand (35 psu) blandes med Tyske Bugt- vandet, hvorved saliniteten øges og nitrat+nitrit-koncentrationen reduceres (Figur 3.5). Gennem vintermånederne observeredes dette blandingsvand f.eks. ved Hanstholm, hvor nitrat+nitrit-koncentrationen lejlighedsvis øgedes ved tilstrømning af mindre salt vand. Betydningen af vand fra Tyske Bugt for de indre danske farvande diskuteres i Jakobsen *et al.* (1994). Middelværdien af andelen af Tyske Bugt- vand i Kattegat blev fundet til 10%.



Figur 3.5 Salinitet og nitrat+nitrit-koncentration i danske farvande, februar 1992 og 1993. I de indre danske farvande var nitrat+nitrit-koncentrationen 50 $\mu\text{g N/l}$ større i februar 1993, end i februar 1992 ved saliniteten 22 psu. I Nordsøen og Tyske Bugt observeredes ens koncentrationer i februar disse to år.

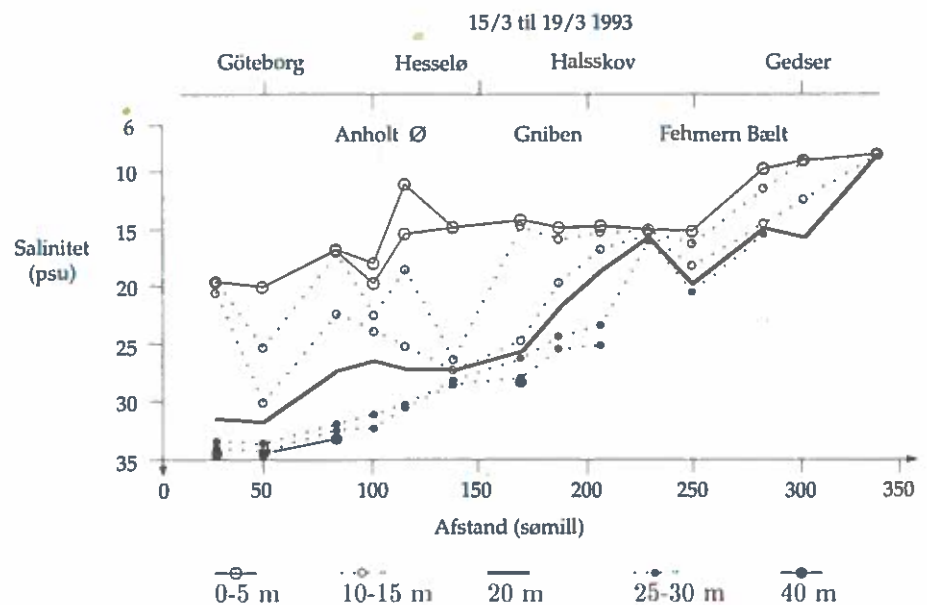
Som følge af lokalbelastning målt i de fleste fjorde høje nitrat+nitrit-koncentrationer (Roskilde Fjord 1600 $\mu\text{g N/l}$, Vejle Fjord 200-350 $\mu\text{g N/l}$, Randers Fjord 1000-6000 $\mu\text{g N/l}$, Limfjorden 600-1000 $\mu\text{g N/l}$). I åbne farvandsdele observeredes vandvolumener fra fjordene med lav salinitet og høj nitrat+nitrit-koncentration. Således nåede enkelte observationer langs den østjyske kyst over 150 $\mu\text{g N/l}$ (20 psu). Overflademålinger i det sydlige Kattegat viste nitrat+nitrit-koncentrationer på 180 $\mu\text{g N/l}$ (23-24 psu). Udover disse enkelte observationer medførte afstrømningen og opblandingen af fjordvand, at nitrat+nitrit-koncentrationen i Kattegat og Bælthavet generelt var forhøjet i forhold til, hvad Skagerrak/Østersø-blandingsvand gav anledning til (Figur 3.5). Udstrømmende mindre salt Østersøvand reducerede nitrat+nitrit-koncentrationen fra godt 100 $\mu\text{g N/l}$ til 70-90 $\mu\text{g N/l}$ i overfladevandet i de sydlige dele af Storebælt (Figur 3.7, midterst).

Vindblanding og strømning

Marts

Udstrømningen og en ringe blanding medførte over det meste af Kattegat, at overfladesaliniteten reduceredes til 17-20 psu. Saliniteten øgedes jævnt over dybdeintervallet 5-20 meter (Figur 3.6). I Storebælt og det sydlige Kattegat nåede saliniteten kortvarigt ned på 11-13 psu.

Kraftig vestlig vind midt i marts resulterede i en kortvarig indstrømningshændelse. Som i januar øgedes overfladesaliniteten i Århus Bugt, Storebælt og Øresund.

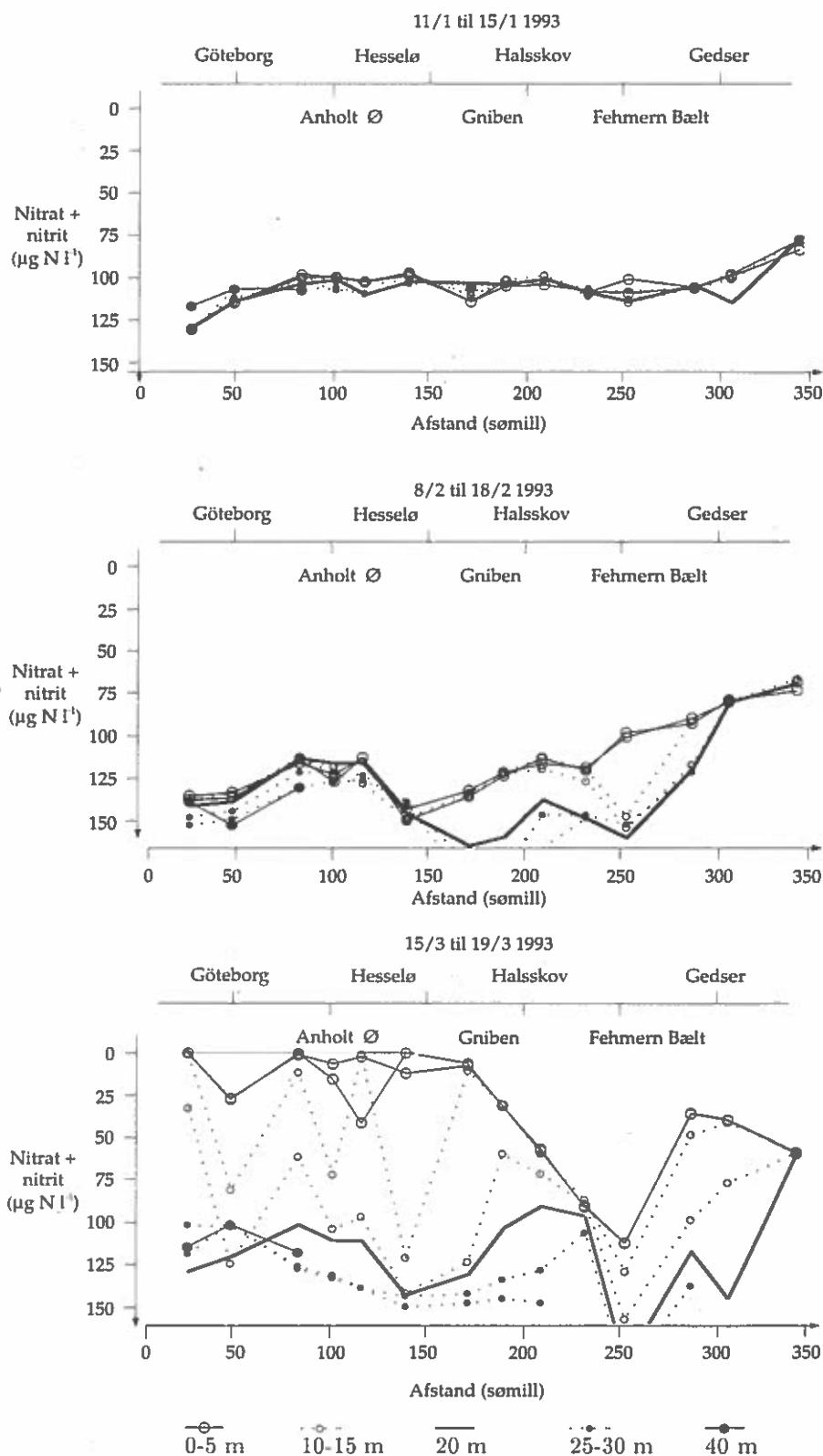


Figur 3.6 Salinitet marts 1993. Udstrømningen reducerede overfladesaliniteten i de indre danske farvande.

Nitrat+nitrit-koncentration

Med udstrømningen etableredes en vedvarende lagdeling i Kattegat, som kunne fastholde fytoplankton i den euphotiske zone. Deres næringsaltpoptag medførte, at nitrat+nitrit-koncentrationen reduceredes i de øverste 5-10 meter. P.g.a. en større dybde af det homogene øvre lag var fytoplanktonets vertikale ekskursion større i Østersøen. Forårsopblomstringen var derfor endnu ikke begyndt her, og næringsaltkoncentrationen var fortsat høj i farvandsdele domineret af Østersøvand. Som i 1992 (Ærtebjerg *et al.* 1993) medførte dette, at

høje næringssaltkoncentrationer observeredes i Storebælts overfladevand efter, at forårsopblomstringen i Kattegat havde fundet sted (figur 3.7, nederst).



Figur 3.7 Nitrat+nitrit-koncentration, januar - marts 1993. Med den kraftige blanding, afstrømning fra land og tilstrømning af salt Skagerrak vand øgedes koncentrationen fra januar til februar, mens forårsopblomstringen reducerede den i Kattegat i marts.

Vindblanding og strømning

April-maj

I løbet af forårs månederne aftog vindstyrken og overfladesaliniteten reduceredes yderligere i Kattegat (marts 17-20 psu, sidst i april 15-17 psu h.h.v. Figur 3.6 og Figur 3.8, øverst). I de øverste 5 meter kunne der observeres mindre saltforskelle (et par promille) på de fleste stationer. I maj var vindstyrken svag med enkelte blandingshændelser.

Samtidig med reduktionen i overfladesaliniteten forøgedes bundvandssaliniteten i Kattegat, og saliniteten nedenfor dybden 20 meter var større end 30 psu i hele Kattegat (Figur 3.8). I Kattegat nåede bundvandssaliniteten sit maksimum i løbet af juni.

Fra sidst i april til midt i maj var antallet af solskinstimer stort (Cappelen *et al.* 1994), hvilket bevirkede, at overfladevandets temperatur steg hurtigere end i de forudgående år.

Nitrat+nitrit-koncentration

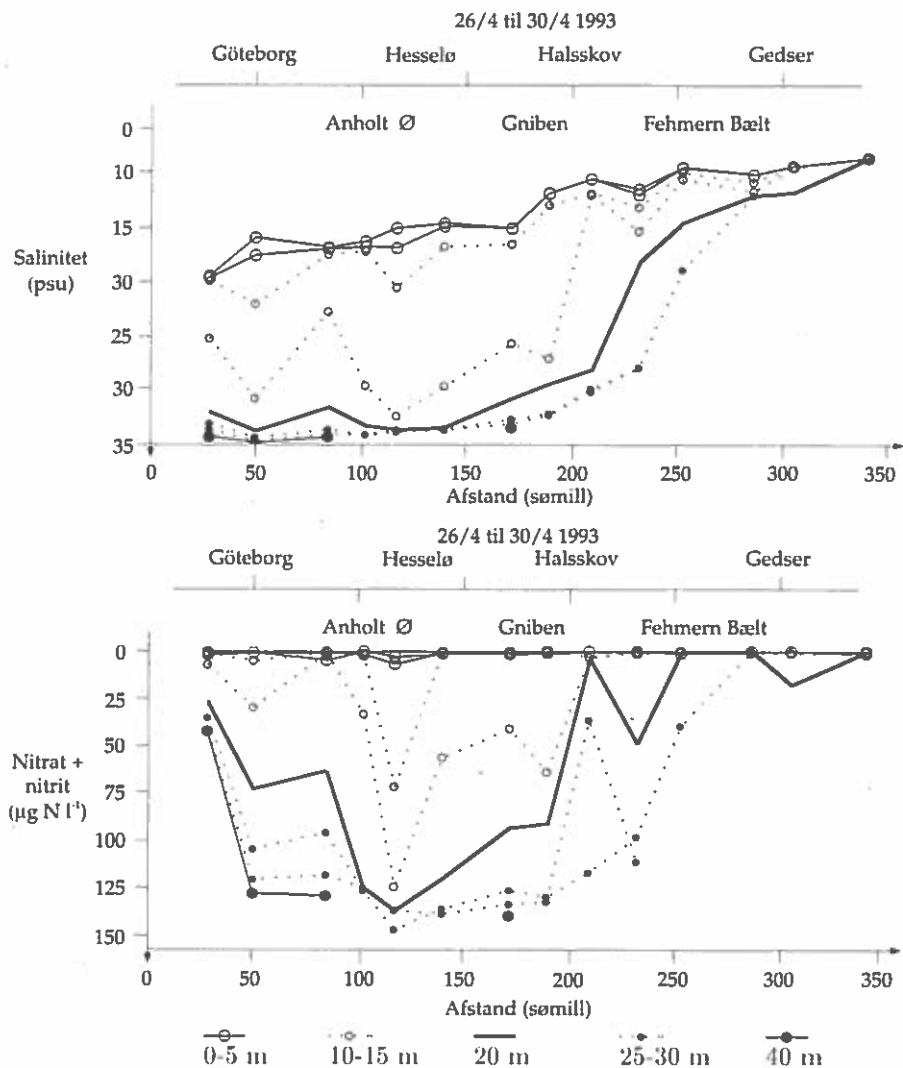
I Kattegat reducerede fytoplanktonets næringssaltoptag koncentrationen af nitrit+nitrat ned til stadig større dybder (15 meter). I den vestlige Østersø og i Storebælt havde fytoplanktonets forårsopblomstring forbrugt nitratmængden ned til dybden 20 meter (Figur 3.8, nederst). Mens der i marts var observeret høje koncentrationer i Roskilde Fjord (1100-1500 µg N/l), Vejle Fjord (200-300 µg N/l) og Haderslev Fjord (600 µg N/l), reducerede fytoplanktonets næringssaltoptag koncentrationen af uorganisk kvælstof i fjordenes overfladevand til detektionsgrænsen i løbet af april. I andre farvandsdele var koncentrationen af uorganisk kvælstof fortsat høj i overfladevand (til udgangen af maj: Tyske Bugt 280 µg N/l, Randers Fjord 1000 µg N/l og Nissum Bredning, Løgstør Bredning og Skive Fjord 200-300 µg N/l).

Nitrat+nitrit-koncentration nedenfor pycnoklinen i Kattegat reduceredes i løbet af sommermånederne (maj-august); kun i dybtliggende salt Skagerrak-vand (35,0-35,2 psu) observeredes høje næringssaltkoncentrationer (125 µg N/l). En del af denne reduktion har sin årsag i tilstrømning af Skagerrak-vand med en lavere salinitet. Som i 1992 var Skagerrak-vandets nitrat+nitrit-koncentration lav (mindre end 40 µg N/l ved en salinitet indtil 34,5 psu). I andre farvandsdele (Storebælt, Øresund og det sydlige Lillebælt og deres tilhørende fjorde og bugter) observeredes større nitrat+nitrit-koncentration nær bunden.

Iltkoncentration

Generelt var iltkoncentrationen høj i bundvandet af de fleste farvande. Dog forekom der efter forårsopblomstringen i Flensborg Fjord iltsvind fra sidst i april til midt i juni. P.g.a. det store antal solskinstimer og den moderate vind forekom der termoklindannelse ved de dybe huller af Roskilde Fjord, hvor iltsvind kortvarigt kunne udvikle sig.

Ved Middelgrunden (Øresund) pressede udstrømmende lavsalint vand pycnoklinen ned, hvilket medførte, at der kunne observeres iltrigt og næringssaltfattigt overfladevand nær bunden. En tilsvarende sænkning af pycnoklinen nær Middelgrunden, som følge af udstrømning, kunne observeres i september.



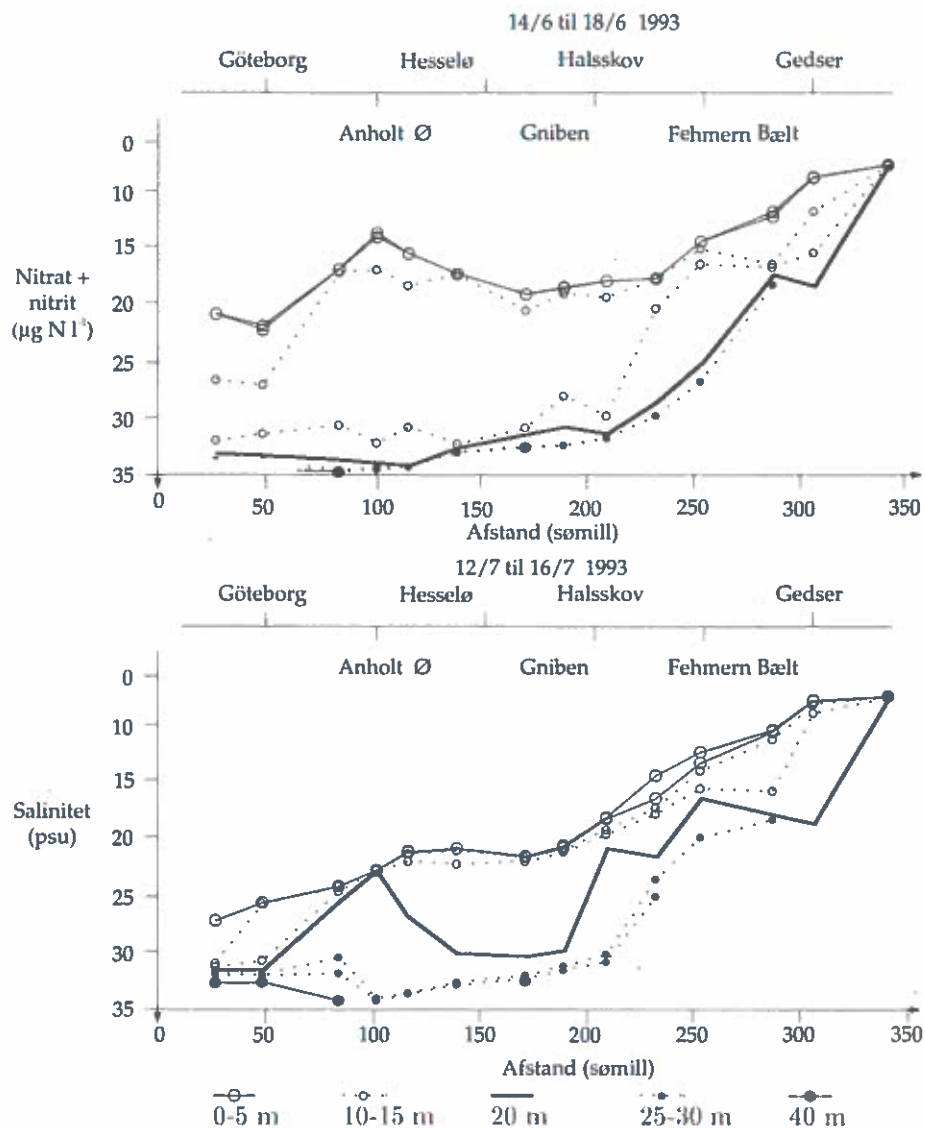
Figur 3.8 Salinitet og nitrat+nitrat-koncentration, april 1993. Overfladesaliniteten reduceredes og bundvandssaliniteten øgedes fra marts til maj (Figur 3.6).

Juni-juli

Midt i juni var den varmeste del af sommeren 1993 slut. Herefter var vejret regnfuldt og med få solskinstimer (Cappelen *et al.* 1994), og dannelsen af en termoklin forekom ikke så hyppigt som i 1992. Færre iltsvindshændelser fandt sted i aflukkede farvande som Roskilde Fjord gennem sommeren og efteråret.

Vindblanding og strømning

Sommerens eneste større blandingshændelse forekom først i juli efter en periode med stærke vestlige vinde fra midt juni. Der var ikke nogen markant strømning fra Østersøen, og vindblandingen kunne anvendes til at øge overfladesaliniteten gennem medrivning (Figur 3.9). Forløbet med enkelte udstrømningshændelser efterfulgt af perioder med ringe netto-strømning og en forøgelse af overfladesaliniteten i de åbne farvandsdele p.g.a. vindens medrivning er beskrevet for 1992 (Ærtebjerg *et al.* 1993). I fjorde og bugter øgede vindblandingen ligeledes overfladevandets salinitet og reducerede vertikale densitetsforskelle.



Figur 3.9 Salinitet, juni og juli 1993. Vindblanding øgede overfladesaliniteten i de indre danske farvande fra juni til juli.

Nitrat+nitrit-koncentration

Uafhængigt af vindblandingen reduceredes næringssaltkoncentrationen yderligere i de åbne farvandsdele. Tilstrømning af saltere Kattegatvand kunne derfor reducere bundvandskoncentrationen af nitrat + nitrit fra 90 $\mu\text{g N/l}$ til 30 $\mu\text{g N/l}$ i Storebælt midt i juni.

I enkelte fjorde og bugter var overfladekoncentrationen af uorganisk kvælstof fortsat høj (Tyske Bugt 250 $\mu\text{g N/l}$). I munden af Randers Fjord observerede man i løbet af sommeren, lavsalint og næringsrigt fjordvand (juni 150 $\mu\text{g N/l}$, 11-14 psu) strømme ud hen over salt næringsfattigt Kattegatvand. I Køge Bugt observeredes lejlighedsvis store nitrat+nitritkoncentrationer i overfladevandet (juli 180 $\mu\text{g N/l}$, oktober 200 $\mu\text{g N/l}$). Årsagen til dette var ustabil drift på et rensningsanlæg.

Iltkoncentration

Midt i juni reducerede tilstrømningen af saltere Kattegatbundvand nitrat+nitrit-koncentrationen i Storebælt. Idet Kattegats bundvand havde et større iltindhold end Storebælts kunne tilstrømningen tilsvarende øge iltkoncentrationen i Storebælts bundvand. P.g.a. denne tilstrømning nåede iltkoncentrationen i Storebælt ikke under

6 mg/l i juni og juli. Tilstrømningen af saltere og iltrigere bundvand slog også igennem i det sydlige Lillebælt, hvor koncentrationen steg fra 4 mg/l til 7 mg/l. I løbet af juli fortrængtes iltfattigt vand i Ærøbassinet af tilstrømmende salt bundvand, hvorved iltkoncentrationen blev forbedret (fra 0 mg/l til 3 mg/l). Blandingen og vandskiftet resulterede ligeledes i forbedrede iltforhold i Flensborg Fjord (4,5 mg/l fra midt juni til midt juli).

August-september

Vindblanding og strømning

Først i august påbegyndtes en udstrømning af lavsalint Østersøvand, som med kortere afbrydelser varede til sidst i november. Denne udstrømning dominerede lagdelingen og forekomsten af iltsvind indtil udgangen af oktober.

Udstrømningen reducerede overfladesaliniteten i de åbne farvandsdele (Figur 3.9 og Figur 3.10), i Smålandsfarvandet (august), Lillebælt og farvandet nord for Fyn (fra h.h.v. 17 psu til 11-12 psu og fra 20 psu til 11 psu først i september). Siden registreredes udstrømningen i Århus Bugt (14-17 psu midt i september) og længere mod nord i Hevring Bugt (20 psu sidst i september).

Nitrat+nitritkoncentration

I sensommeren og efteråret opnåede vandet neden for pycnoklinen sin højeste temperatur. Med denne temperaturstigning øgedes mineraliseringen og derved nitrat+nitrit-koncentrationen neden for pycnoklinen i de fleste farvande. Således blev der sidst i september i Storebælt og Øresund målt h.h.v. 50-75 µg N/l og 115 µg N/l, mens der i august kun observeredes 25 µg N/l og 90 µg N/l.

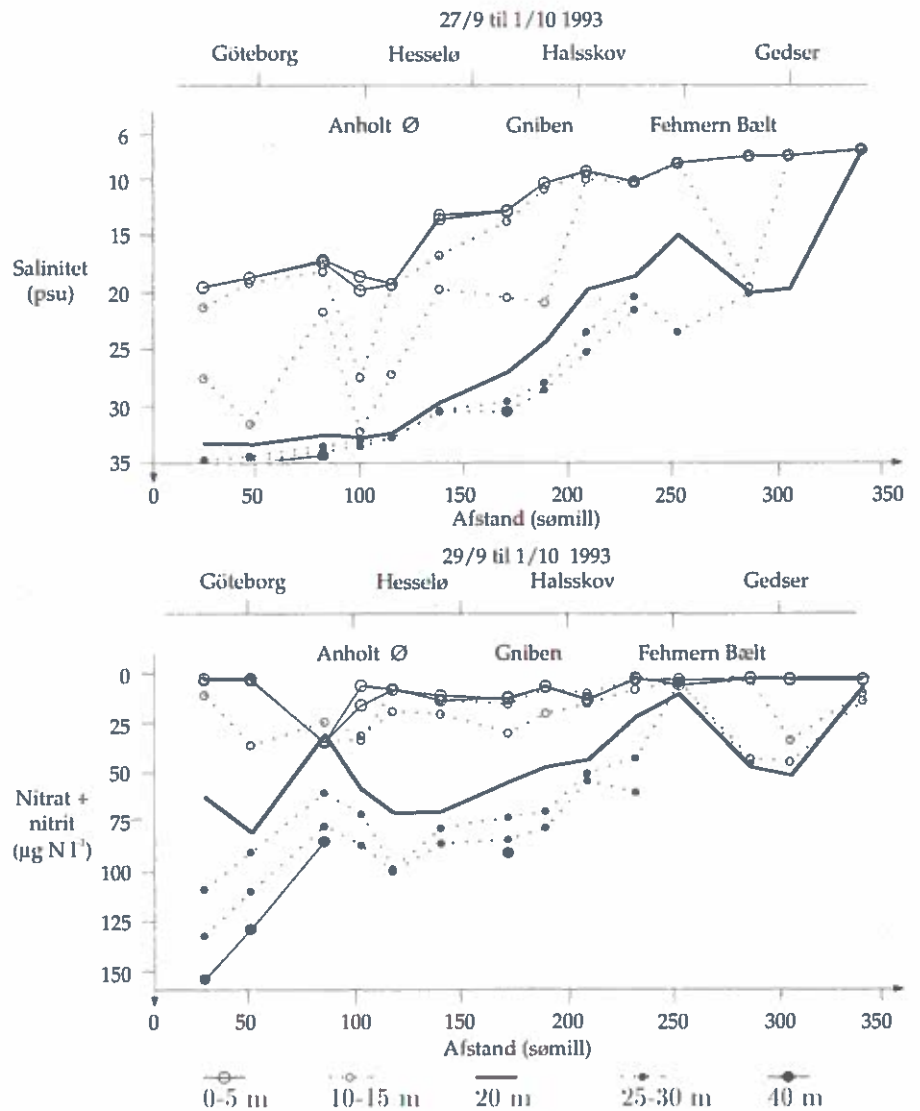
Meget kraftige regnskyl over Sjælland i september afspejlede sig som en øget belastning af kvælstof og fosfor i f.eks. Roskilde Fjord.

Iltkoncentration

I Kattegats bundvand reduceredes iltkoncentrationen til 5 mg/l, i de dybere dele af Øresund til 3,5 og i Storebælt til 5-6 mg/l. Længere mod syd ved Gedser og Fehmern Bælt observeredes lavere iltkoncentrationer (h.h.v. 1,7 mg/l og 2,6 mg/l).

I farvandet nord for Fyn resulterede udstrømningen i, at overfladesaliniteten reduceredes, mens de østlige vinde pressede pycnoklinen ned, hvorved saliniteten i bundvandet reduceredes fra 27 psu til 17 psu. Dette vandskifte øgede koncentrationen af ilt nær bunden fra 3 mg/l til 7,5-9,5 mg/l. I det sydfynske Øhav presseses pycnoklinen ligeledes ned og lavsalint overfladevand observeredes nær bunden. Lavsalint vand kunne derimod ikke skabe et vandskifte i Ærøbassinet, hvor iltkoncentrationen var reduceret til nær 0 mg/l og først blev øget under en indstrømning i december. I det sydlige Lillebælt var vandskiftet ringe, og iltkoncentrationen reduceredes jævnt efter den kraftige blæst i juni. Derved forekom der her iltsvind fra august til november. Dette iltsvind viste sig i fjorde langs det sydlige Lillebælt (Aabenraa Fjord og Flensborg Fjord).

I lavvandede fjorde og bugter optrådte der gennem sensommeren og efteråret lejlighedsvist iltsvind i forbindelse med forekomsten af salt bundvand. Forekomsten af salt bundvand gav således periodevist anledning til lave iltkoncentrationer i Århus Bugt (først i september og først i oktober).



Figur 3.10 Salinitet og nitrat+nitrit-koncentration, september/oktober 1993. Nitratkoncentrationen øgedes i det salte bundnære vand af Kattegat og Storebælt.

Større volumener af iltrigt Vesterhavsvand blev lukket ind i Ringkøbing Fjord under sluseåbninger. Det salte Vesterhavsvand fordelte sig over bunden, hvorved iltsvind kunne udvikle sig, indtil saltvandet atter var blandet op.

Oktober-november

Vindblanding og strømning

Størstedelen af september, oktober og november strømmede lavsalint vand ud af Østersøen, dog i begyndelsen af oktober afbrudt af en kortvarig indstrømning og svag vind. Som følge af udstrømningen fandtes lavsalint overfladevand i de fleste farvandsdele. Ved Chr.X Bro var saliniteten blot 13-14 psu indtil decembers kraftige blæst og indstrømningshændelse.

Sidst i september trængte salt Skagerrak-vand ind i de dybere dele af Kattegat, hvilket resulterede i, at der observeredes stor saltholdighed f.eks. ved Anholt og i Øresund.

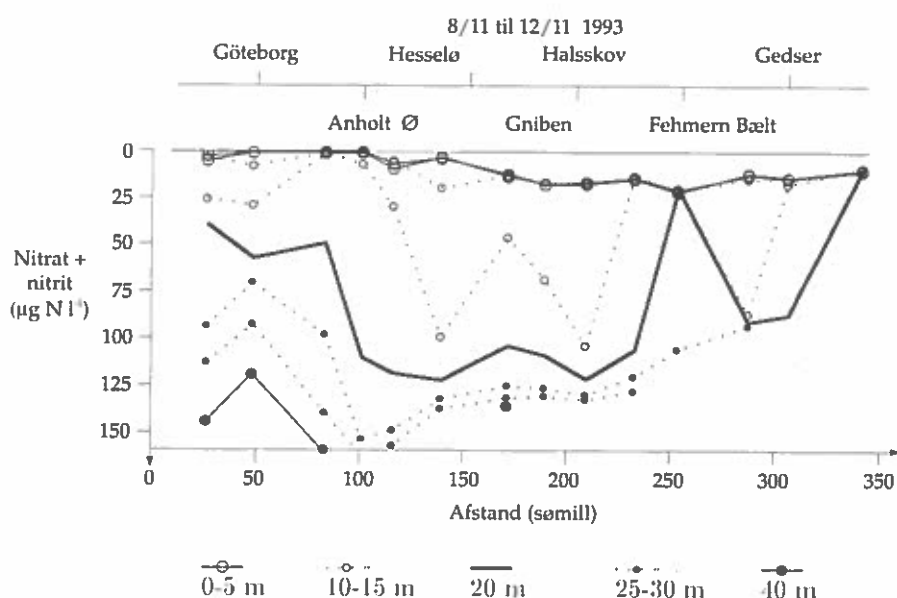
Nitrat+nitrit-koncentration

I løbet af oktober og november forøgede mineraliseringen fortsat nitrat+nitrit-koncentrationen nedenfor pycnoklinen. Derved nåede

den op på 100-125 $\mu\text{g N/l}$ (Figur 3.11). Belastningen fra land øgede koncentrationen i fjordens overfladevand. Enkelte markante regnvejrhændelser medførte kortvarigt meget høj næringssaltkoncentration og lav salinitet i kystnære farvande (Haderslev Fjord 230 $\mu\text{g N/l}$ og 7 psu).

Iltkoncentration

Neden for pycnoklinen var iltkoncentrationen fortsat størst i Kattegat (4-7 mg/l). Mindre end 4 mg/l fandtes over store dele af Øresund og Storebælt. Efter vandskiftet i farvandet nord for Fyn i september, som forøgede iltkoncentrationen nær bunden, trængte salt bundvand frem igen. Saliniteten steg fra 17 psu til 29 psu, mens iltkoncentrationen reduceredes fra 7,5-9,5 mg/l til 3,7 mg/l. Efter genetableringen af lagdelingen blev Vejle Fjords laveste iltkoncentration observeret. I det sydlige Lillebælt var der gennem hele oktober næsten iltfrie forhold i bundvandet og med blæsten i november forøgedes iltkoncentrationen kun til 2,2 mg/l



Figur 3.11 Nitrat+nitrat-koncentration, november 1993.

December

Vindblanding og strømning

Sidst i november gav kraftige vestlige vinde igen mulighed for en markant indstrømning. Atter øgedes overfladesaliniteten i Kattegat, Storebælt og Øresund. Langs Nordsjællands kyst løftedes pycnoklinen kortvarigt p.g.a. en kraftig vestgående strømning og kraftig sydvestlig vind. En tilsvarende hændelse er beskrevet i Rasmussen (1994). Pycnoklinen blev skarp, og salt bundvand fandtes langs kysten på dybden 4 meter. Den vestlige vind førte yderligere salt bundvand til overfladen i farvandet nord for Fyn.

Nitrat- og iltkoncentration

Afstrømningen fra land øgedes i december. Ligesom i januar gav forøgelsen af overfladesaliniteten i de åbne farvandsdele et vandskifte med de tilstødende fjorde og bugter. Saltere vand pressede mindre salt overfladevand ud af fjorde og bugter. Vandskiftet med fjordene førte det næringsrige vand ud i de åbne farvandsdele.

Iltkoncentrationen

Decembers vandskifte og en aftagende bundvandstemperatur resulterede yderligere i, at iltkoncentrationen øgedes i samtlige farvandsdele.

3.4 Konklusion

Vindblanding og strømning

Indstrømning i januar og i december førte saltere og iltrigere vand til Østersøen. Den kraftige vind og horisontale densitetsforskelle øgede vandskiftet i de fleste fjorde og bugter, hvor saltere vand pressede lavsalint fjordvand ud af fjorde og bugter. Et tilsvarende vandskifte forekom under indstrømningen i december.

Nitrat- og iltkoncentration

Nitrat+nitrit-koncentrationen neden for pycnoklinen i Kattegat var mindre end i Storebælt og Øresund, mens iltkoncentrationen var større. Tilstrømningen af salt Kattegat- vand reducerede nitrat+nitrit-koncentrationen samt forbedrede iltkoncentrationen i de mere kystnære farvande gennem forår og sommer. Under sommerens eneste kraftige blandingshændelse førtes salt og iltrigere Kattegat- vand til Storebælt. Derved forblev iltkoncentrationen overvejende høj i Storebælt gennem sommeren.

Den langvarige udstrømning fra august til november blev kun kortvarigt afbrudt af indstrømningshændelser. Udstrømningen øgede de vertikale densitetsforskelle og var dermed af betydning for forekomsten af iltsvind i farvandene gennem efteråret.

4 Næringsalte

4.1 Indledning

Vandmiljøplanens mål er at få mindsket forureningen af det danske vandmiljø med næringsalte. Havmiljøet tilføres næringsalte fra land og fra atmosfæren, foruden tilførsel med havstrømme fra tilgrænsende havområder og ved remobilisering fra sedimentet. Direkte mål for mindsket forurening er således opgørelser over ændringer i tilførslen fra disse forskellige kilder. Under Vandmiljøplanens overvågningsprogram opgøres tilførslen fra land og fra atmosfæren; resultaterne rapporteres i henholdsvis Græsbøll *et al.* (in prep.) og Skov *et al.* (in prep.).

Ændringer i koncentrationerne af næringsaltene i havet er et mål for effekten af ændringer i belastningen. Både sommer- og vinterkoncentrationer af næringsalte overvåges desuden til brug for vurderinger af næringstilgængeligheden for algerne.

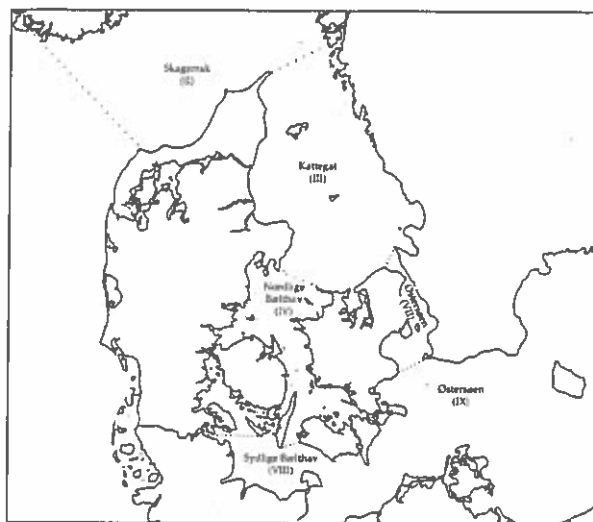
Vinterkoncentrationerne af uorganisk kvælstof og fosfor afhænger af afstrømningen af ferskvand fra land til havet, fordi en stor del af næringsaltene tilføres havet fra grundvand og overfladevand. Når det skal vurderes, om Vandmiljøplanen har haft en effekt på næringssaltkoncentrationerne i havet, må der derfor, hvor det er muligt, tages højde for år-til-år-variationer i ferskvandsafstrømningen.

Næringssaltkoncentrationerne er desuden afhængige af de vekslende hydrografiske forhold, hvis indflydelse det kan være svært at kvantificere, men som må tages med i betragtning ved vurderingen af resultaterne.

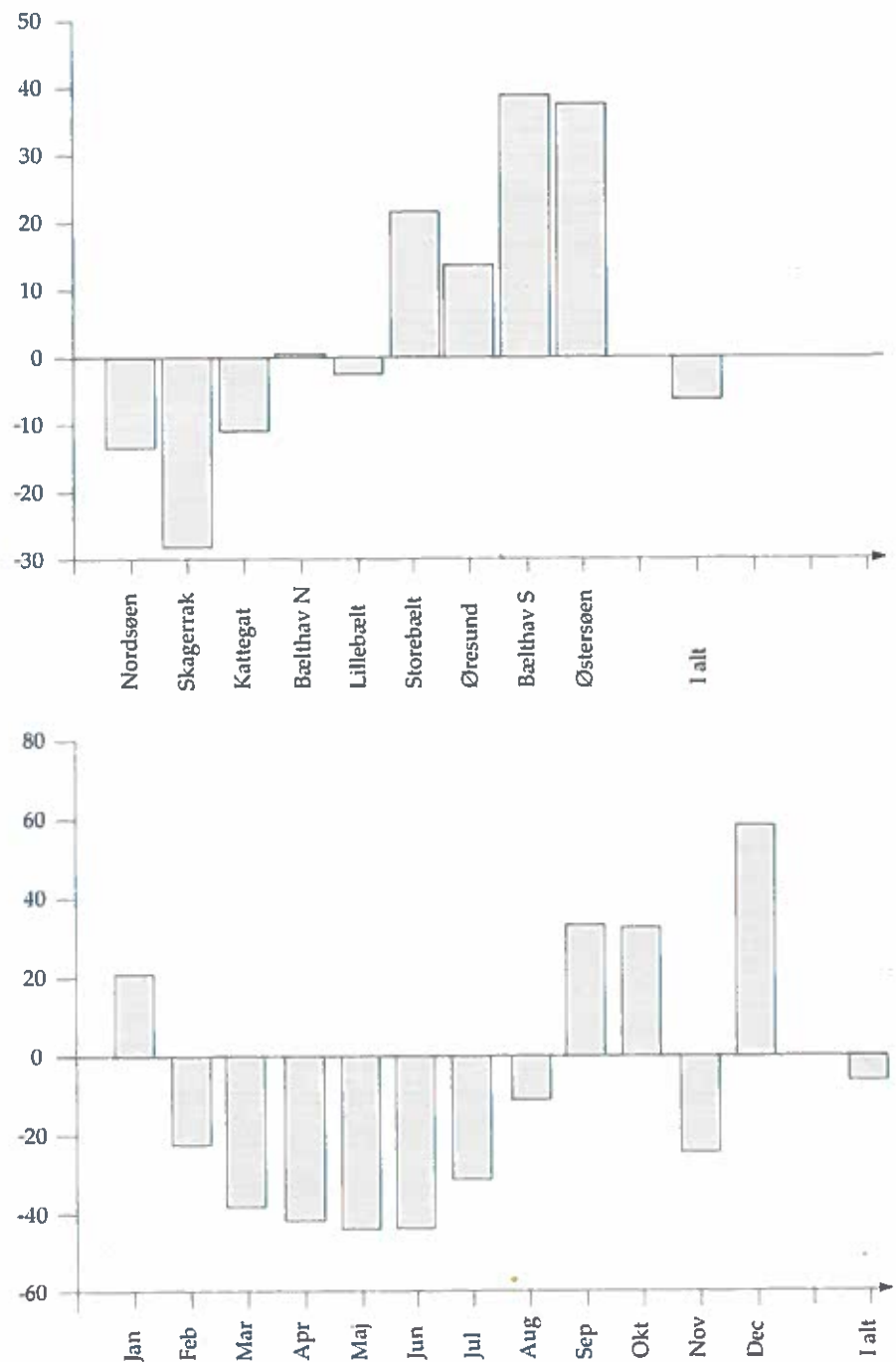
4.2 Tilførsel fra land og atmosfære

Ferskvandsafstrømning

En trediedel af kvælstoffet og knap 10% af fosforet, der tilføres de danske marine områder, skyldes afstrømning fra danske landområder (Svendsen *et al.* 1993, Ærtebjerg *et al.* 1993). Ferskvandsafstrømningen opgøres månedsvis med stor nøjagtighed for alle danske kystområder. På figur 4.1 er vist hovedafstrømningsoplandene.



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



Figur 4.2 Ferskvandsafstrømning i 1993: afvigelse i % i forhold til middel for 1981-90. Øverst: Pr. måned totalt for de danske farvande. Nederst: pr. hovedafstrømningsområder (se figur 4.1) totalt for året.

En normal vinter 1992/93 efterfulgtes af en forårsperiode med usædvanligt lille afstrømning (figur 4.2): totalafstrømningen til de indre danske farvande i april-maj var den laveste siden anden verdenskrig. Til gengæld gav efteråret en meget stor afstrømning, så totalen for hele året var næsten lig med middel for 1981-90. Den geografiske fordeling af afstrømningen var meget skæv, idet den store efterårsafstrømning udelukkende var til Bælthavet, Isefjord, Roskilde Fjord, Øresund og Østersøen.

Fra land

Belastning

Landbelastningen deles i to: diffus belastning og punktkildebelastning. Den diffuse belastning skyldes hovedsagelig udvaskning fra landbrugsarealer og er stærkt afhængig af ferskvandsafstrømningen, mens udledningen fra punktkilder er det i mindre grad, nemlig kun når forøget vandmængde fører til dårligere rensning af spildevand og udledning af forurenede regnvand.

En samlet opgørelse af udledningen af næringssalte fra land til det marine miljø i 1993 forelå ikke ved redaktionsslut (den 11. november 1994), men indsættes senere som bilag til denne rapport. Følgende oversigt er baseret på amternes rapporter til Danmarks Miljøundersøgelser, afd. f. Havmiljø og Mikrobiologi.

Den diffuse belastning er uændret, når man tager højde for variationen i ferskvandsafstrømningen; derfor er den samlede kvælstofbelastning fra land ikke reduceret væsentligt bortset fra meget lokalt nær de store byer. Omkring Sjælland var kvælstofbelastningen rekordstor i de fleste afstrømningsområder på grund af den meget store ferskvandsafstrømning i september-december 1993, mens der fra den nordlige del af Jylland var en relativt lille ferskvandsafstrømning og kvælstofbelastning i 1993.

Punktkildebidraget til belastningen er blevet kraftigt reduceret i takt med udbygningen af rensningsanlæggene siden slutningen af 1980'erne. Med nogen variation rundt i landet som følge af varierende udbygningstakt er reduktionen for kvælstof og fosfor på mellem 40 og 95% af niveauet fra før Vandmiljøplanen.

Punktkildeandelen af landbelastningen er for fosfor over 80% i de fleste områder, og den totale landbelastning er for fosfor faldet med op til omkring 80%. Punktkildebidraget til kvælstofbelastningen er omkring 20% på landsplan, højest ved tætbebyggede kyster (specielt i Øresund). Den totale landbelastning med kvælstof er faldet med gennemsnitligt højst omkring 10%.

Fra atmosfæren

Depositionen af kvælstof (tabel 4.1) og fosfor til de marine områder var i 1993 af samme størrelse som i de foregående år. Om sommeren, hvor afstrømningen fra land er mindst, er atmosfærens kvælstofbidrag normalt af samme størrelsesorden som bidraget fra land (Ærtebjerg *et al.* 1993).

Intern belastning

I maj-november 1993 foretog Limfjordsovervågningen undersøgelser af flux af uorganisk kvælstof og fosfor til og fra sedimentet i Skive Fjord. På de fleste undersøgelsesdage fandtes en nettotilførsel af både uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor til sedimentet. Der var ikke væsentlige iltsvind i undersøgelsesperioden.

Undersøgelsen bekræfter, at frigivelse af fosfor først og fremmest finder sted i forbindelse med iltsvind. Den samlede frigivelse af fosfor fra sedimentet er for hele Limfjorden beregnet til 207 tons i 1993, hvilket svarer til godt 50% af belastningen fra land (388 tons). Det er kun ca. halvt så meget som i 1990-92, men der var også bedre iltforhold i 1993 end i de foregående år. Den samlede nettofosforexport fra Limfjorden til Vesterhavet og Kattegat var 45% større end belastningen i 1993, mens den i de foregående år var ca. dobbelt så stor.

Tabel 4.1 Atmosfærisk belastning med kvælstof i 1993 til de indre danske farvande.

Farvandsområde	Våddeposition	Tørdeposition	I alt
	Tons N	Tons N	Tons N
Kattegat	12400	1300	14000
Nordlige Bælthav	2900	350	3300
Lillebælt	2300	1000	3300
Storebælt	4300	1600	5900
Øresund	1300	130	1400
Sydlig Bælthav	2300	860	3100

Ringkøbing Fjord exporterede (netto) dobbelt så meget fosfor til Vesterhavet, som den blev belastet med.

Fyns Amt har bestemt den interne belastning til Kertinge Nor i 1991-93 under anvendelse af MIKE11-modellen (Jürgensen in press). Resultaterne viste, at der i somrene 1991 og 1992 var stor frigivelse af både kvælstof og fosfor fra sedimentet, mens der for sommeren 1993 fandtes, at kvælstoffrigivelsen var mindsket kraftigt, og at der næsten ingen frigivelse af fosfor fandt sted. Samlet for året 1993 var der en nettodeponering af fosfor.

For de øvrige områder er der ingen beregninger for 1993; se rapporten fra sidste år (Ærtebjerg *et al.* 1993, afsnit 4.1.5) for en oversigt over tidligere undersøgelser.

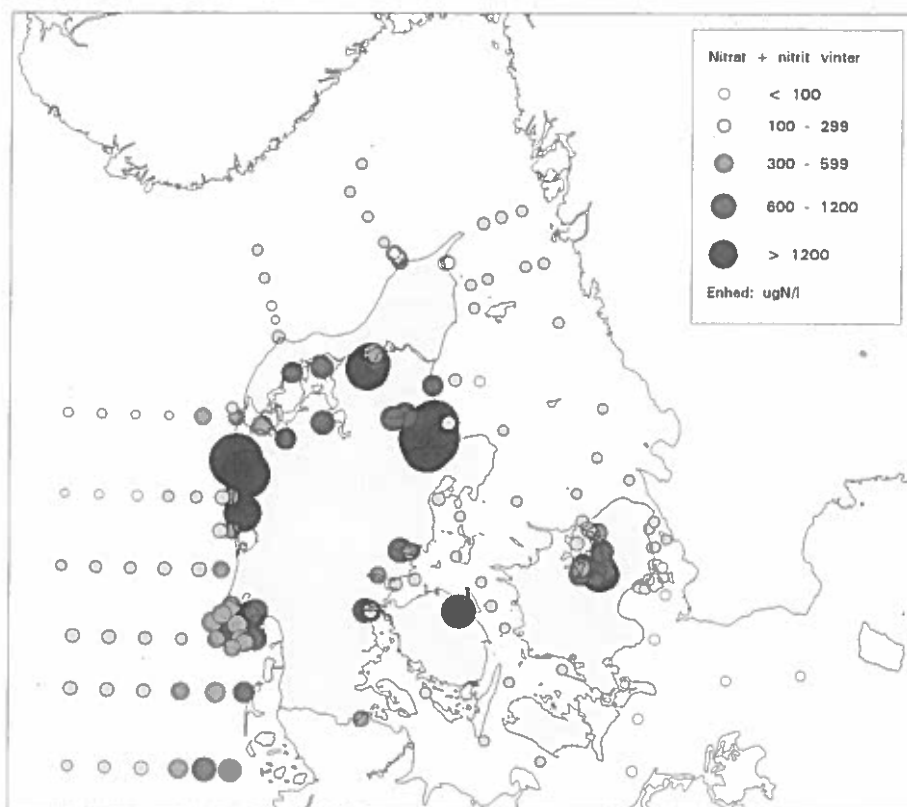
Det må ud fra ovenstående konkluderes, at med reduceret punkt-kildebelastning kan fosforbidraget fra intern belastning være af stor betydning.

4.3 Kvælstof

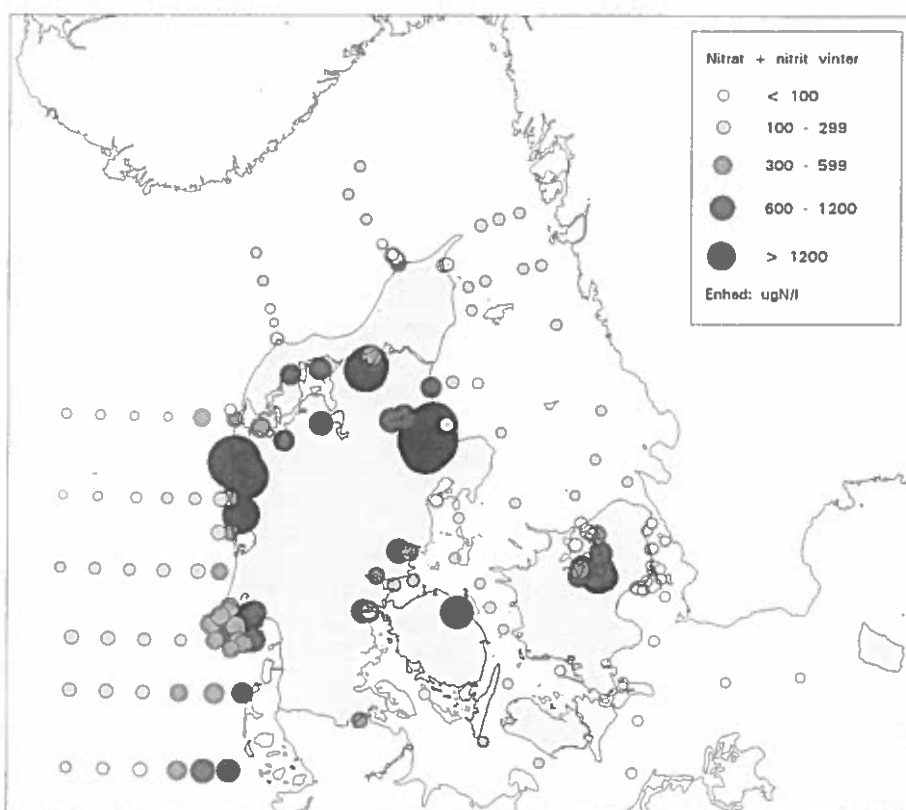
Geografisk fordeling

Den geografiske fordeling af nitrat+nitrit og ammonium i overfladevandet i vinteren 1992/93 er vist på henholdsvis figur 4.3 og figur 4.4. I de åbne farvande er der kun 1-2 prøvetagninger pr. station pr. vinter, men variationen er til gengæld relativt lille, så middelværdien er alligevel anvendelig. I kystnære områder varierer koncentrationerne meget med ferskvandsafstrømningen op til prøvetagnings-tidspunktet, så her er middelværdierne behæftet med større usikkerhed. Alligevel er det tydeligt, at der er koncentrationsgradienter fra bunden af fjordene ud til åbent hav, hvor opblanding og fortynding er langt større: de højeste koncentrationer findes i lukkede fjorde.

Når man sammenligner med tilsvarende figurer for vinteren 1991/92 (Ærtebjerg *et al.* 1993) er den tydeligste forskel, at nitrat+nitrit-koncentrationsniveauet i åbent hav var større i 1992/93 end året før.



Figur 4.3 Tidsvægtede vintermidler (december-februar) af nitrat+nitrit-koncentrationen i overfladevandet (0-10 m). I de åbne farvande er middelværdien for de fleste stationer baseret på 1-2 togters prøvetagninger, mens der i de kystnære områder oftest er resultater fra mindst 3 prøvetagninger. Kun data indberettet i STANDAT-format til det marine fagdatacenter er medtaget.



Figur 4.4 Tidsvægtede vintermidler (december-februar) af ammoniumkoncentrationen i overfladevandet (0-10 m). Se i øvrigt figurteksten til figur 4.3.

Udviklingen i de åbne, indre farvande (DMU-stationer)

For en række stationer i de åbne områder i de indre danske farvande findes data til at beskrive sammenhængen mellem ferskvandsafstrømning og vinterkvælstofkoncentration. Vintermiddelkoncentrationen af nitrat+nitrit i overfladevandet er de fleste steder lineært afhængig af den totale ferskvandsafstrømning til de indre danske farvande i oktober-januar (tabel 4.2). Analysen bag tabel 4.2 er baseret på data fra 1975-90, hvor kvælstofbelastningen antages at have været konstant, bortset fra vejrafhængig variation.



Figur 4.5 Beliggenhed af de seks DMU-stationer, der er udvalgt til grundigere statistisk analyse.

Tabel 4.2 Sammenhængen mellem den totale afstrømning i oktober-januar til de indre danske farvande og vintermiddelkoncentrationen af nitrat+nitrit i overfladevand. Stationernes placering er vist på figur 4.5. P angiver signifikansen af den lineære regressionanalyse. Den fjerde kolonne angiver den estimerede koncentrationsændring i % af middelkoncentrationsændring i % af middelkoncentrationen for 1983-87 på stationen.

Nitrat+nitrit		Ændring ved +10% afstrømning		
		P	$\Delta \mu\text{g N/l}$	Å %
1001	Kattegat N	0,055	5,2	5,1
413	Kattegat Ø	0,063	4,1	4,3
925	Kattegat SV	0,002	10,6	9,6
431	Øresund	0,30	1,6	1,7
939	Storebælt	0,002	6,5	5,9
952	Fehmern Bælt	0,057	5,4	5,1

Det ses af tabel 4.2, at den samlede ferskvandsafstrømning til de indre danske farvande ikke påvirker vinterkoncentrationen af nitrat+nitrit i Øresund ret meget ifølge denne analyse (fordi over 90% af kvælstofbelastningen til Øresund stammer fra punktkilder). Der er derfor tilsyneladende ikke grundlag for at korrigere Øresundsværdierne for ferskvandsafstrømningen; men omvendt er der ikke grund til at lade være med at korrigere, for korrektionen bliver under alle omstændigheder ikke betydningsfuld, når den lineære sammenhæng er så dårlig. Ergo er der korrigeret for ferskvandsafstrømningen på alle stationer.

Ammonium

Ved at udnytte sammenhænge vist i tabel 4.2 til delvist at korrigere for varierende vejrforhold kan udviklingen i vinterkvælstofkoncentration som følge af politiske indgreb mv. bedre vurderes. På figur 4.6 er vist udviklingen i afstrømningskorrigeret vintermiddelkoncentration fra 1975 til 1993. Resultatet af en statistisk analyse (jf. bilag 2) af forskellen mellem niveauet, da Vandmiljøplanen blev vedtaget (her defineret som middel for 1983-87), og niveauet i 1991-93 er vist i tabel 4.3 og antydnet på figur 4.6. Ét års resultater er statistisk set for lidt at basere konklusioner på, derfor benyttes middel for de seneste tre år som mål for det nuværende niveau.

En af forudsætningerne for denne statistiske analyse er, at variationen i årene 1983-87 er et godt mål for den sædvanlige år-til-år-variation, når man tager højde for ferskvandsafstrømningen. Usædvanlige hændelser i 1983-87 vil øge variationen og dermed mindske muligheden for at finde signifikante ændringer sidenhen, mens meget ensartede forhold i 1983-87 vil gøre det nemmere at finde et signifikant fald i vintermiddelkoncentrationerne i tilfælde af, at vejræssige betingelser af en art, der ikke påvirker ferskvandsafstrømningen, i senere år muliggør lave vintermiddelkoncentrationer.

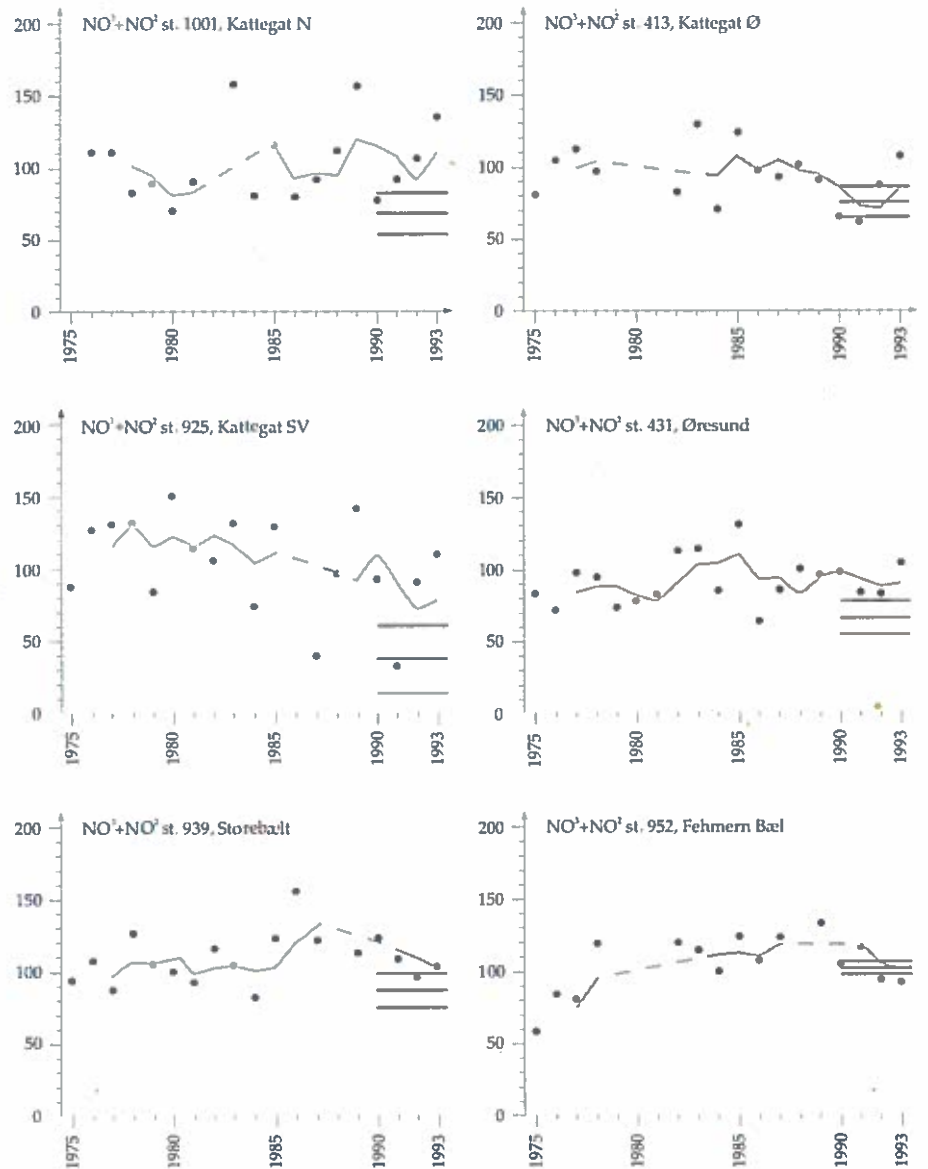
Den statistiske analyse viser, at der på de fem nordligste stationer kun er ringe grund til at tro, at der er sket en forbedring af forholdene i form af mindsket vinterkoncentration af kvælstof, der var nemlig omkring 20% chance eller mere for at få de observerede værdier, selvom niveauet skulle være uændret siden 1983-87. Ydermere var koncentrationen på alle stationer i 1993 større end i 1992, så koncentrationen synes heller ikke på vej nedad, selvom gennemsnittene for 1991-93 er lidt lavere end i 1983-87.

Siden slutningen af 1980'erne er totalkvælstofkoncentrationen faldet ved Esbjerg og nær kilderne i Køge Bugt. Koncentrationen af nitrat+nitrit er også faldet i det førstnævnte område.

I den nordlige ende af Roskilde Fjord er der påvist signifikant stigende koncentration af uorganisk kvælstof.

Ammoniumkoncentrationen har været signifikant stigende i Vejle Fjord.

I nogle fjordområder er tendenserne på forskellige stationer modsat rettede. Der kan være tale om meget lokale forhold, men det kan også tages som et tegn på, at alene usikkerheden på vintermidlerne kan give statistisk signifikante tendenser (op eller ned), som ingen reel betydning har.



Figur 4.6 Udviklingen i afstrømningskorrigeret vintermiddelkoncentration ($\mu\text{g N/l}$) af nitrat+nitrit i overfladevandet. Punkterne viser tidsvægtede middelkoncentrationer i december-februar i de enkelte år. Kurven viser det løbende gennemsnit af tre års vintermidler, sådan at kurven f.eks. for 1993 viser gennemsnittet af værdierne for 1991, 1992 og 1993. Kurven er stiptet, der hvor det løbende gennemsnit ikke er beregnet på grund af manglende observationer et år. De tre grå streger ved 1990-93 viser grænserne svarende til P-værdierne 0,20 (øverst), 0,10 og 0,05 (nederst) for den statistiske test for faldende værdier siden 1983-87 (jf. tabel 4.3).

4.4 Fosfor

Geografisk fordeling

Den geografiske fordeling af fosfat i overfladevandet i vinteren 1992/93 er vist på figur 4.8. De højeste koncentrationer fandtes i Roskilde Fjord, nær København og i de østjyske fjorde. I forhold til året før (jf. Ærtebjerg *et al.*, 1993) var koncentrationsforskellene mellem lukkede og åbne områder mindre i 1992/93, hvilket kunne reflektere mindsket belastning.

Udviklingen i de åbne områder (DMU-stationer)

Vintermiddelkoncentrationerne af fosfat i overfladevandet er underkastet den samme statistiske analyse som beskrevet for kvælstof

ovenfor (afsnit 4.3). Fosfatkoncentrationerne er i Kattegat ligeså afhængige af ferskvandsafstrømningen som kvælstofkoncentrationerne er, mens korrelationen er mindre udtalt på de sydligere stationer (sammenlign tabellerne 4.2 og 4.6)

Tablet 4.3 Test for fald i vintermiddelkoncentrationen af nitrat+nitrit i overfladevandet i forhold til middel for referenceperioden 1983-87. Baseret på afstrømningskorrigerede værdier. Metoden er beskrevet i bilag 2. N angiver antal år med målinger i referenceperioden. s.e. står for *standard error*. P_{1993} angiver sandsynligheden for et enkelt år af tilfældige årsager at få en værdi ligeså lav som den, der blev registreret for 1993, hvis niveauet er uændret siden 1983-87. $P_{1991-93}$ angiver sandsynligheden for at få et gennemsnit for tre år, som er ligeså lavt som det, der er registreret for 1991-93, hvis niveauet er uændret siden 1983-87.

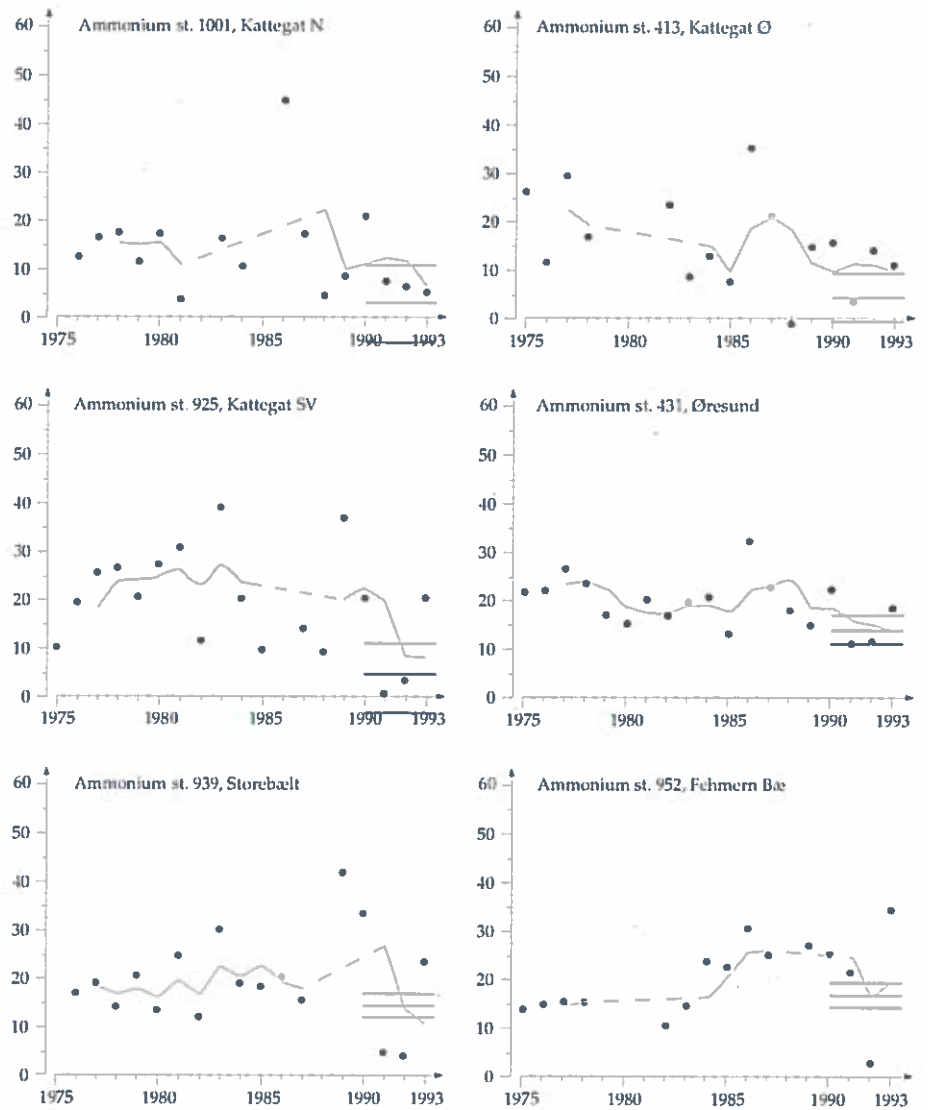
Nitrat+nitrit		1983-87		1993		1991-93	
Station	N	middel	s.e.	$\mu\text{g N/l}$	P_{1993}	middel	$P_{1991-93}$
1001	Kattegat N	5	105± 15	135	0,77	111	0,59
413	Kattegat Ø	5	103± 11	107	0,57	85	0,19
925	Kattegat SV	4	95± 22	111	0,62	79	0,34
431	Øresund	5	96± 12	104	0,61	90	0,39
939	Storebælt	5	117± 12	103	0,33	102	0,25
952	Fehmern Bælt	5	113± 5	92	0,067	101	0,085

Tablet 4.5 Test for fald i vintermiddelkoncentrationen af ammonium i overfladevandet i forhold til middel for referenceperioden 1983-87. Se teksten til tabel 4.3 for forklaring.

Ammonium		Ændring ved +10% afstrømning		
Station		P	$\Delta \mu\text{g N/l}$	$\Delta \%$
1001	Kattegat N	0,57	0,53	3,4
413	Kattegat Ø	0,19	1,46	8,5
925	Kattegat SV	0,18	1,21	5,7
431	Øresund	0,10	0,70	3,5
939	Storebælt	0,37	0,66	3,1
952	Fehmern Bælt	0,65	0,35	1,7

Tablet 4.5 Test for fald i vintermiddelkoncentrationen af ammonium i overfladevandet i forhold til middel for referenceperioden 1983-87. Se teksten til tabel 4.3 for forklaring.

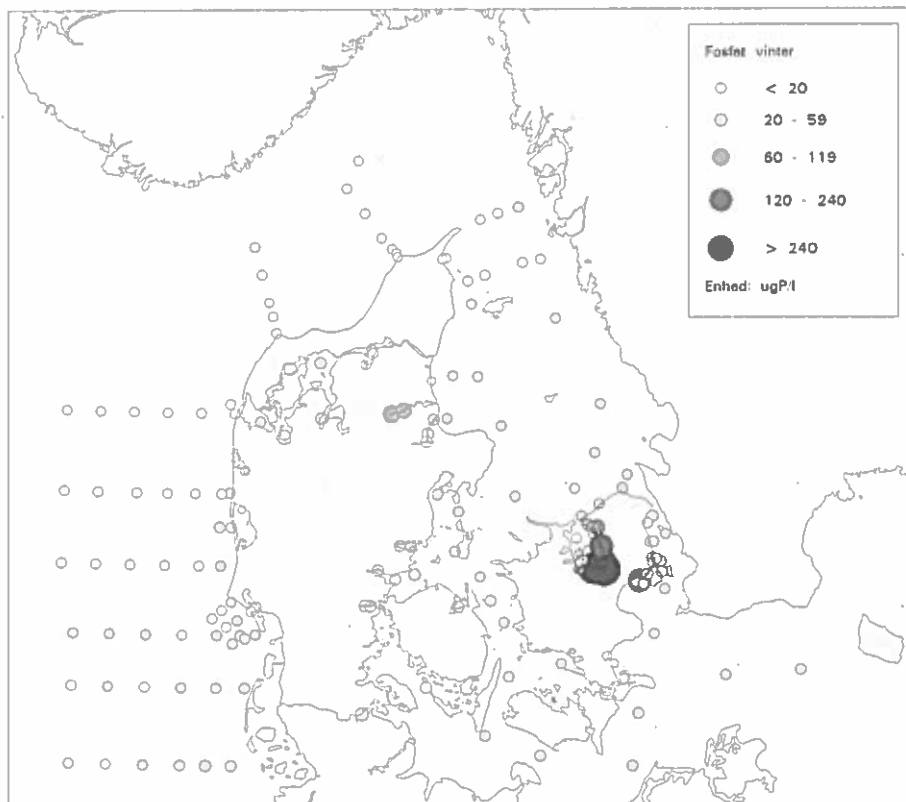
Fosfat		Ændring ved +10% afstrømning		
Station		P	$\Delta \mu\text{g P/l}$	$\Delta \%$
1001	Kattegat N	0,007	0,83	3,8
413	Kattegat Ø	<0,001	1,03	4,8
925	Kattegat SV	0,026	1,23	5,4
431	Øresund	0,27	-0,46	-2,1
939	Storebælt	0,12	0,82	3,5
952	Fehmern Bælt	0,52	0,48	2,1



Figur 4.7 Udviklingen i afstrømningskorrigeret vintermiddelværdi (µg N/l) af ammonium i overfladevandet. Signaturer som for figur 4.6, se dér. Jævnfør også tabel 4.5.

For stationerne i det nordlige og østlige Kattegat viser den statistiske analyse et signifikant fald i fosfatkoncentrationerne siden 1983-87 (tabel 4.7 og figur 4.9). Der er desuden en tendens til en forbedring på station 431 i Øresund. Derimod har koncentrationerne i 1990'erne været højere end i midten af firserne på de øvrige tre stationer, henholdsvis i det sydvestlige Kattegat, i Storebælt og i Fehmern Bælt. Figur 4.9 viser godt nok et fald fra 1990 til 1993, men koncentrationerne var højere i 1990 end i midten af firserne, så det er ikke en forbedring siden Vandmiljøplanens vedtagelse.

Kun i det nordøstlige Kattegat afspejles den faldende fosforbelastning altså i vinterkoncentrationerne på åbent hav.



Figur 4.8 Tidsvægtede vintermidler (december-februar) af fosfatkoncentrationen i overfladevandet (0-10 m). Se i øvrigt figurteksten til figur 4.3.

Udviklingen i kystnære områder (amtsstationer)

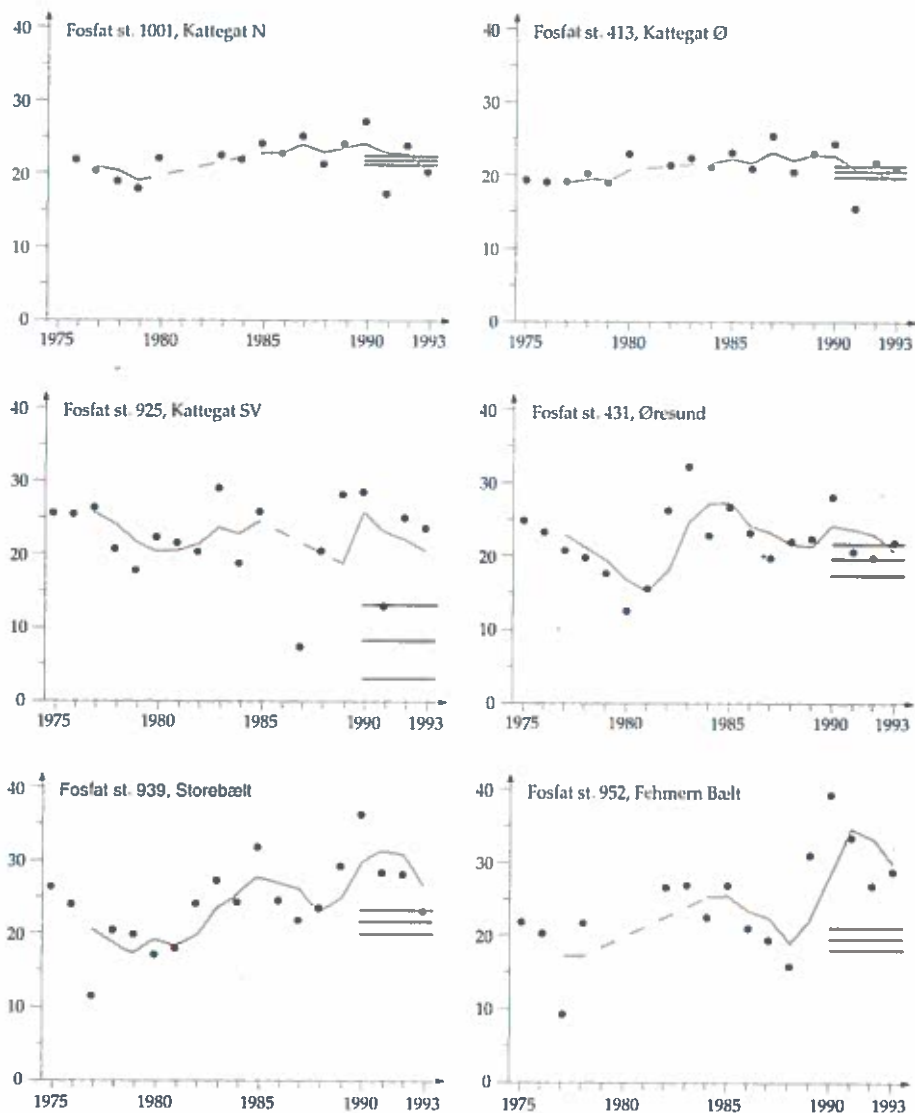
I de kystnære områder er fosforkoncentrationerne stærkt påvirket af belastningen, og mange steder ses faldende vinterkoncentrationer som resultat af den faldende punktkildebelastning.

Faldende vintermidler for totalfosfor (TP) og/eller fosfat (PO_4) siden slutningen af 1980'erne rapporteres for stationer i

- Vadehavet: PO_4
- Ringkøbing Fjord: PO_4
- Nissum Fjord: TP og PO_4
- Limfjorden: TP og PO_4
- Mariager Fjord: TP og PO_4
- Randers Fjord: TP
- Århus Bugt: TP
- Vejle Fjord: TP og PO_4
- Lillebælt: PO_4
- Flensborg Fjord (indre del): PO_4
- fjorde og farvande omkring Fyn: TP og PO_4
- Dybsø Fjord: TP og PO_4
- Roskilde Fjord (nordligste del): TP og PO_4
- Køge Bugt: TP og PO_4 .

Uændrede fosforkoncentrationer fandtes for Vesterhavskysten, Kattegatkysterne, de sønderjyske fjorde nord for Flensborg Fjord, sjællandssiden af Storebælt med tilhørende fjorde, Karrebæksminde Bugt og Øresund ved København.

For en station i Øresund nord for København fandtes signifikantstigende TP.



Figur 4.9 Udviklingen i afstrømningskorrigeret vintermiddelkoncentration ($\mu\text{g P/l}$) af fosfat i overfladevand. Signaturer som for figur 4.6, se dér. Jævnfør også tabel 4.7.

Tabel 4.6 Sammenhængen mellem den totale afstrømning i oktober-januar til de indre danske farvande og vintermiddelkoncentrationen af fosfat i overfladevand. Se teksten til tabel 4.2 for forklaring.

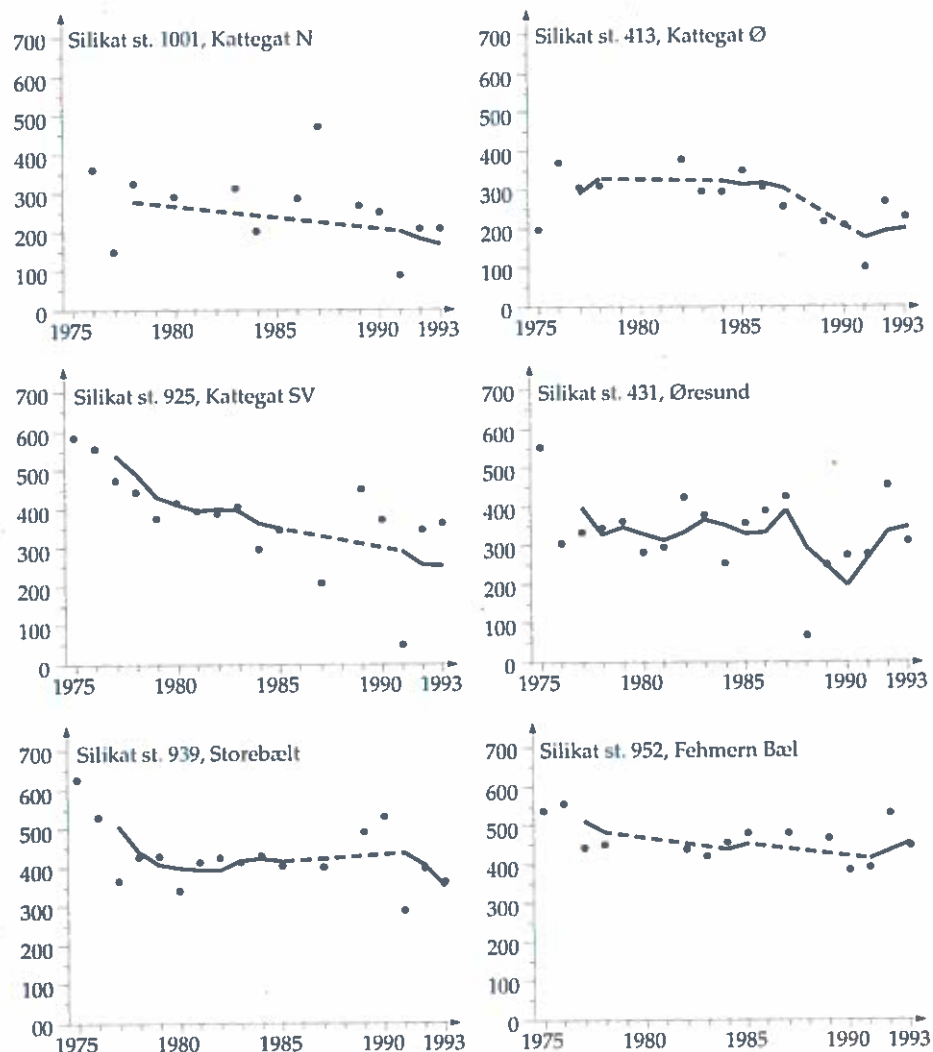
Fosfat		Ændring ved +10% afstrømning		
Station		P	$\Delta\mu\text{g P/l}$	$\Delta\%$
1001	Kattegat N	0,007	0,83	3,8
413	Kattegat Ø	<0,001	1,03	4,8
925	Kattegat SV	0,026	1,23	5,4
431	Øresund	0,27	-0,46	-2,1
939	Storebælt	0,12	0,82	3,5
952	Fehmern Bælt	0,52	0,48	2,1

Tabel 4.7 Test for fald i vintermiddelkoncentrationen af fosfat i overfladevandet i forhold til middel for referenceperioden 1983-87. Se teksten til tabel 4.3 for forklaring.

Fosfat			1983-87	1993	1991-93		
Station	N		middel±s.e. µg N/l	P ₁₉₉₃	middel	P ₁₉₉₁₋₉₃	
1001	Kattegat N	5	23,3±0,6	20,3	0,051	20,5	0,020
413	Kattegat Ø	5	22,6±0,8	21,1	0,24	19,5	0,038
925	Kattegat SV	4	20,4±4,8	23,8	0,61	20,7	0,51
431	Øresund	5	25,1±2,1	22,0	0,29	20,9	0,15
939	Storebælt	5	25,8±1,7	23,0	0,27	26,4	0,58
952	Fehmern Bælt	5	23,2±1,5	28,6	0,89	29,5	0,97

Tabel 4.8 Oversigt over perioder med potentiel næringssaltbegrænsning af primærproduktionen i forskellige områder. Der er angivet perioder med koncentrationer under eller omkring grænserne 14 µg N/l, 2 µg P/l og 30 µg Si/l for henholdsvis nitrat+nitrit, fosfat og silikat i overfladevandet, bortset fra *bestemt ud fra bioassay på søsalat, og **bestemt ud fra bioassay på fytoplankton. Subscript b=begyndelsen, m=midten og s=slutningen af måneden. Et plus (+) står for "spredte målinger derudover". En skråstreg (/) betyder "eller" og udtrykker variation inden for området.

Område	N-begrænsning	P-begrænsning	Si-begrænsning
Vadehavet	+	+	
Syd. Vesterhav	aug.-okt. +	april & juni +	
Nissum Fjord	juni & aug./sept.*	maj & juli-aug.*	
Ringkøbing Fj.	juli _s -aug.*	maj & sept./okt.*	
Ud f. Hanstholm	juni?	april-juni	hele sommeren?
Nissum og Løgstør Bredning	juni-sept.*	maj*	marts _m -apr. _m & maj-juli & sept./okt.
Skive Fjord	juni _s -aug.*	maj _m & aug _s	
Ålbæk Bugt		april _m -juli +	juni _s +
Ålborg Bugt	juni-juli +	april _s -juni _b	+
Mariager Fjord	(ingen begrænsning)		
Hevring Bugt	marts & maj-sept. _m	marts _m -juni & 2. halvdel af sept.	marts/april +
Århus Bugt	marts _s -sept. _m &	marts _s -aug _s okt. _m -nov. _m	marts _s /apr. _b & maj _b -aug _b
Vejle Fjord	juni _s -sept. _b ++	+	
Haderslev Fjord	april-sept.	april-maj	
Karrebæksminde B.	april _b -sept. _m	marts _s & 2. halvdel.	april _m & juni _s apr. & juni _b
Vestsjællands fjorde	marts-sept.	april	
Nordl. Storebælt	marts-sept./okt.	april/maj/juni	
Sejerøbugten	marts-sept.	april-juni	
Sydvestl. Kattegat	marts-maj & juli-okt.		april-maj & juli
Isefjord	april-aug. & okt.-nov.		marts _m -april marts _b & maj
Roskilde Fjord	april _m -aug _s		
Sydlig Kattegat	marts _m -nov. _m		
Nordlige Øresund	april _s -okt. _b		
Ud for København	maj-sept.**		
Køge Bugt	marts _m	-sept. & nov.**	marts _s april-maj



Figur 4.10 Udviklingen i afstrømningskorrigeret vintermiddelkoncentration ($\mu\text{g Si/l}$) af silikat i overfladevandet. Signaturer som for figur 4.6, se dér.

4.5 Silikat

Udviklingen

Vandmiljøplanen har ikke til formål at ændre forekomsten af silikat i vandmiljøet. Der er derfor ikke mening i at forsøge at kontrollere Vandmiljøplanens effekt på silikatkoncentrationerne i havet. Silikat er imidlertid et vigtigt næringsstof for kiselalgerne, og silikat overvåges således for at give baggrundsviden for vurdering af algeproduktionen og algesammensætningen.

Åbne havområder

Også silikat tilføres havmiljøet fra land, og silikatkoncentrationerne i overfladevandet i december-februar er ligesom kvælstof- og fosfatkoncentrationerne korreleret med ferskvandsafstrømningen i oktober-januar. Figur 4.10 viser udviklingen i afstrømningskorrigerede vintermiddelkoncentrationer af silikat i overfladevandet. Der er i Kattegat sket et fald i silikatkoncentrationen siden slutningen af 1970'erne, som enten skyldes, at remineraliseringen af kiselalger, der bundfældes i Kattegat, ikke er fuldstændig, eller skyldes, at tilførslen fra land er faldet, måske fordi der tilbageholdes mere silikat i søer og fjorde end tidligere.

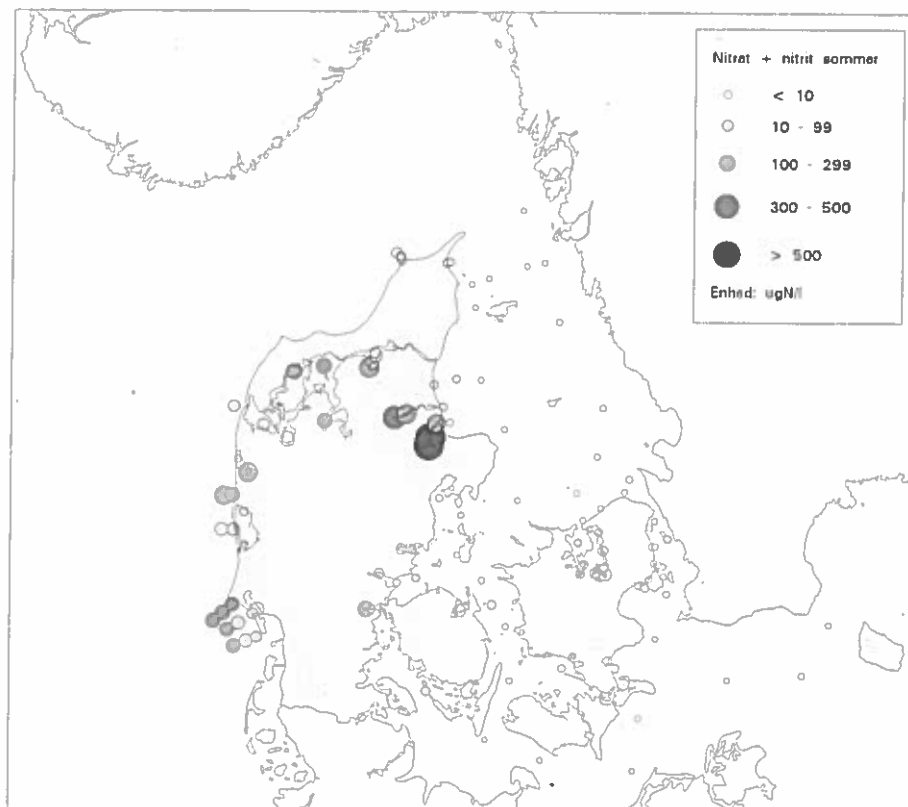
Kun få amter rapporter om ændringer i silikatkoncentrationerne om vinteren. Det gælder for stationer i Vadehavet, Ringkøbing Fjord, Vejle Fjord og Roskilde Fjord.

Faldende silikatkoncentrationer i vintermånederne kan medføre silikatmangel under algenes forårsopblomstring og således føre til begrænsning af kiselalgeproduktionen og dermed muligvis til ændret artssammensætning af algesamfundene sidst på foråret i forhold til i tidligere år.

Geografisk oversigt

4.6 Nærings saltbegrænsning

Figur 4.11 til 4.14 viser middelkoncentrationer af næringsalte i overfladevandet (0-10 m) i maj-september 1993. Figureerne giver et overblik over, hvor der kan have været nærings saltbegrænsning af primærproduktionen i længere perioder hen over sommeren. Nitrat+nitrit-koncentrationer under $14 \mu\text{g N/l}$ anses for at være potentielt begrænsende for primærproduktionen; tilsvarende gælder for fosfatkoncentrationer under $2 \mu\text{g P/l}$ og silikatkoncentrationer under $30 \mu\text{g Si/l}$. Der er dog nogen usikkerhed om, hvorvidt selv så lave fosforkoncentrationer er reelt begrænsende (jf. sidste års rapport, Ærtebjerg *et al.* 1993), og i nogle områder er der gjort forsøg med bioassays til bestemmelse af den reelt produktionsbegrænsende faktor, jævnfør tabel 4.8.

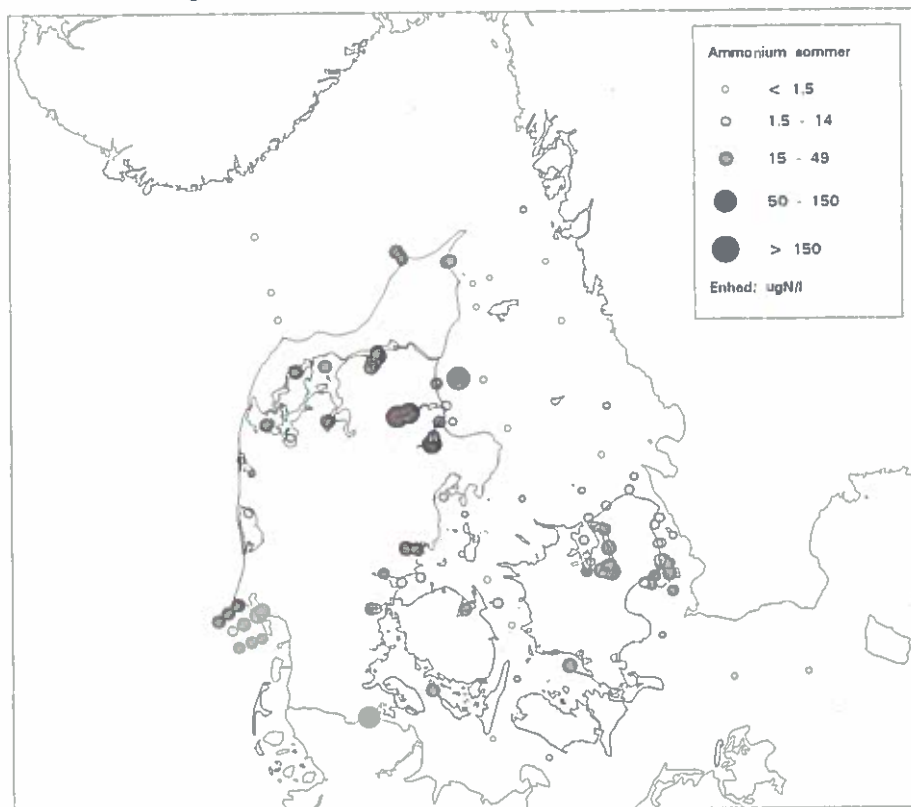


Figur 4.11 Tidsvægtede sommermidler (maj-september) af nitrat+nitrit-koncentrationen i overfladevandet (0-10 m). Kun data indberettet i STANDAT-format til det marine fagdatacenter er medtaget.

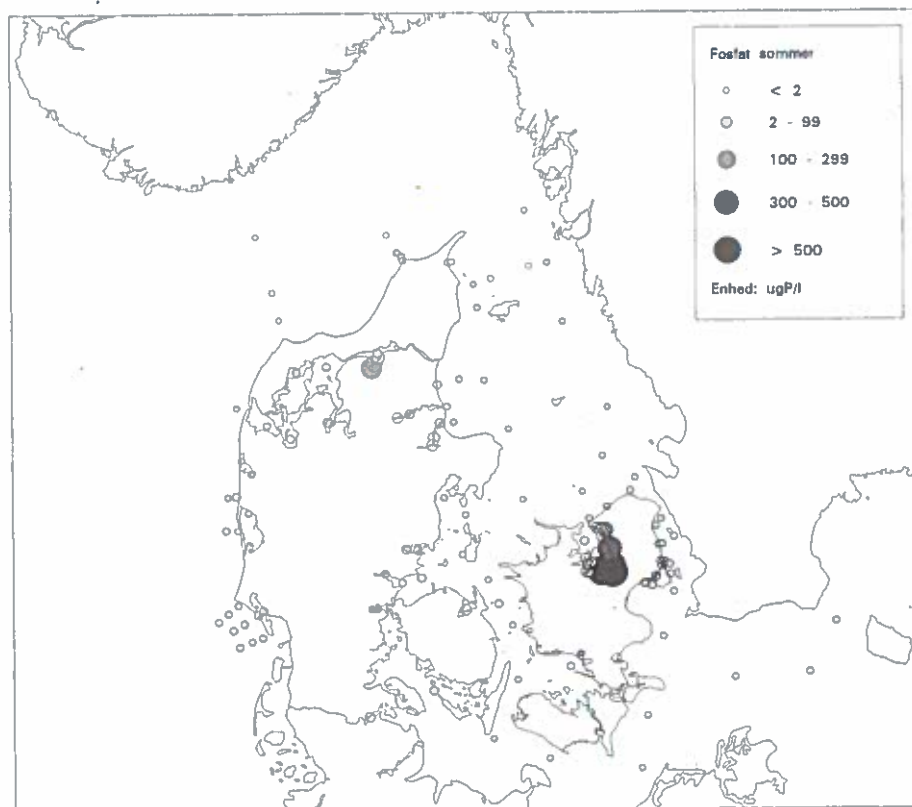
Ammonium

Ammonium dannes ved remineralisering af organisk bundet kvælstof. Ammonium fjernes fra vandfasen ved bakteriel oxidation og ved optagelse i algerne. Hvis remineraliseringen forløber hurtigere end oxidation og optagelse, kan der måles høje ammoniumkoncen-

trationer. Det gælder især for lavvandede, ikke-lagdelte områder, hvor ammonium, der frigives fra sedimentet, hurtigt blandes op til overfladen (figur 4.12).

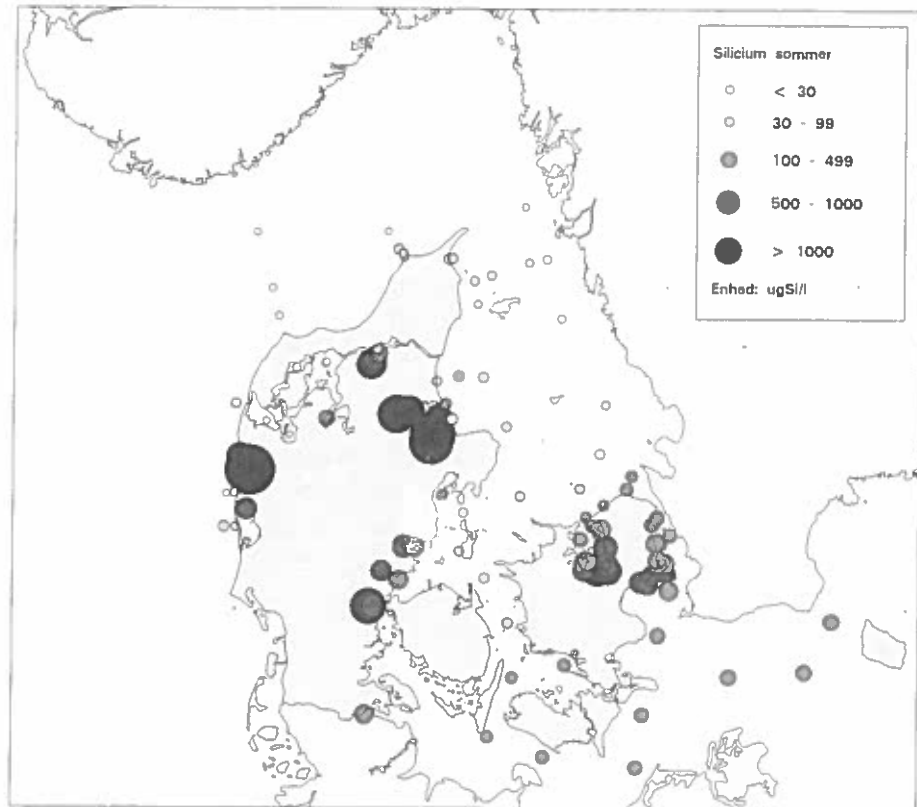


Figur 4.12 Tidsvægtede sommermidler (maj-september) af ammoniumkoncentrationen i overfladevandet (0-10 m). Kun data indberettet i STANDAT-format til det marine fagdatacenter er medtaget.



Figur 4.13 Tidsvægtede sommermidler (maj-september) af fosfatkoncentrationen i overfladevandet (0-10 m). Kun data indberettet i STANDAT-format til det marine fagdatacenter er medtaget.

Mangel på kvælstofsalte har været potentielt begrænsende for primærproduktionen i det meste af sommerperioden i de lagdelte områder af de indre farvande, hvor sommermiddelkoncentrationen var omkring eller under $10 \mu\text{g N/l}$ (figur 4.11). Det samme kan ud fra figur 4.13 siges om fosfat, mens silikatmiddelkoncentrationerne tyder på, at der kun i Skagerrak og i det nordlige Kattegat kan have været silikatbegrænsning i det meste af sommerperioden (figur 4.14).



Figur 4.14 Tidsvægtede sommerrmidler (maj-september) af silikatkoncentrationen i overfladevandet (0-10 m). Kun data indberettet i STANDAT-format til det marine fagdatacenter er medtaget.

Amtsstationer

I tabel 4.8 er vist en oversigt over de perioder, hvorom det af amterne er angivet, at der kan have været næringsaltbegrænsning. Mange steder var kvælstof potentielt begrænsende for primærproduktionen fra marts eller april til september 1993, dvs. fra forårsopblomstringen og resten af den produktive periode. Der er udbredt tendens til potentiel fosfatbegrænsning i marts-april eller april-maj/juni, altså i to-tre måneder inden for perioden med begrænsende kvælstofkoncentrationer. Silikat kan også have været begrænsende i marts/april i nogle af områderne, i Limfjorden desuden i det meste af sommeren.

Reel begrænsning

Perioden med potentiel kvælstofbegrænsning dækker mange steder perioderne med lave fosfor- og/eller silikatkoncentrationer. Hvorvidt der i disse områder reelt er tale om andet end kvælstofbegrænsning, diskuteres i kapitel 5.

4.7 Konklusion

Punktkildebelastningen er blevet kraftigt reduceret i takt med udbygningen af rensningsanlæggene siden slutningen af 1980'erne. Den øvrige belastning fra land (den diffuse belastning), der hovedsagelig skyldes udvaskning fra landbrugsarealer, er meget afhængig af ferskvandsafstrømningen, og tager man højde for variation i afstrømningen, er den del af belastningen uændret.

For kvælstof er punktkildeandelen af landbelastningen omkring 20% på landsplan, og den samlede belastning fra danske landområder er derfor kun faldet med de omkring 10%, som forbedret spildevandsrensning holder tilbage. Desuden er den atmosfæriske kvælstofdeposition ikke ubetydelig. Da ændringen således er relativt lille, og der er stor år-til-år-variation (som følge af variation i ferskvandsafstrømningen), ses kun lokalt og fortrinsvis nær store punktkilder en effekt i form af faldende kvælstofkoncentrationer i havvandet. Det gælder ved Esbjerg og nær kilderne i Køge Bugt.

For fosfor er punktkildebelastningen dominerende, og den samlede belastning fra danske landområder er mere end halveret siden slutningen af 1980'erne. I mange kystnære områder er fosforkoncentrationen i havvandet faldet som resultat af den reducerede punktkildebelastning, og perioden om foråret, hvor fosfatkoncentrationen er under de 2 µg P/l, som anses for potentielt begrænsende, er blevet længere.

5 Fytoplankton

5.1 Indledning

Fytoplankton er temaemne i rapporteringen af marine overvågningsresultater fra Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Rapporteringen omfatter udarbejdelsen af en oversigt over og diskussion af hidtidige resultater vedrørende fytoplanktonartssammensætning, -biomasse og -produktion, så vidt muligt med inddragelse af data indsamlet inden Vandmiljøplanen blev igangsat, samt rapportering af primærdata for 1989-1993 i Standat-format til det marine fagdatacenter på Danmarks Miljøundersøgelser.

Fytoplanktonovervågning

Formålet med Vandmiljøplanens fytoplankton-undersøgelser er:

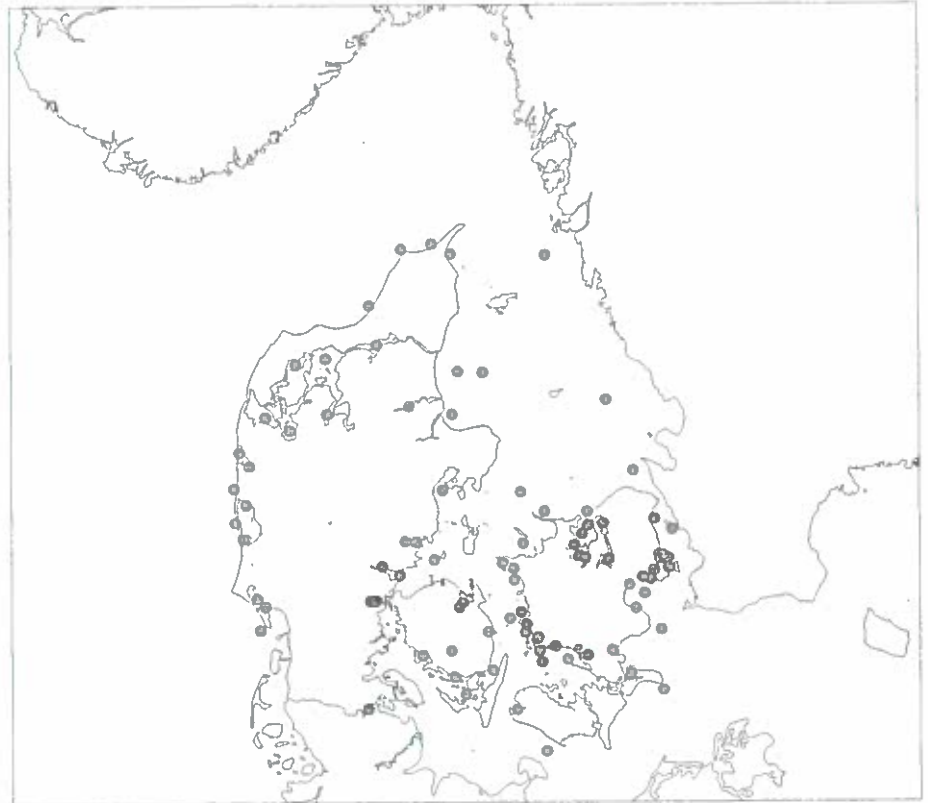
- at følge effekten af en reduceret nærings saltbelastning på fytoplanktonartssammensætning, -biomasse og -produktion
- at tilvejebringe oplysninger om årsagssammenhænge, der er vigtige for forståelsen og vurderingen af effekter af en reduceret belastning i marine områder.

Stationer

Efter revisionen af overvågningsprogrammet i 1992 inkluderer fytoplanktonprogrammet intensive undersøgelser med hyppig prøvetagning (>20 gange pr år) på 19 stationer, og undersøgelser med ekstensiv prøvetagning på 45 stationer. Undersøgelserne omfatter analyser af artssammensætning, kulstof- og klorofylbiomasse samt primærproduktion. Derudover måles klorofylbiomasse og primærproduktion på yderligere 60 stationer.

Indhold

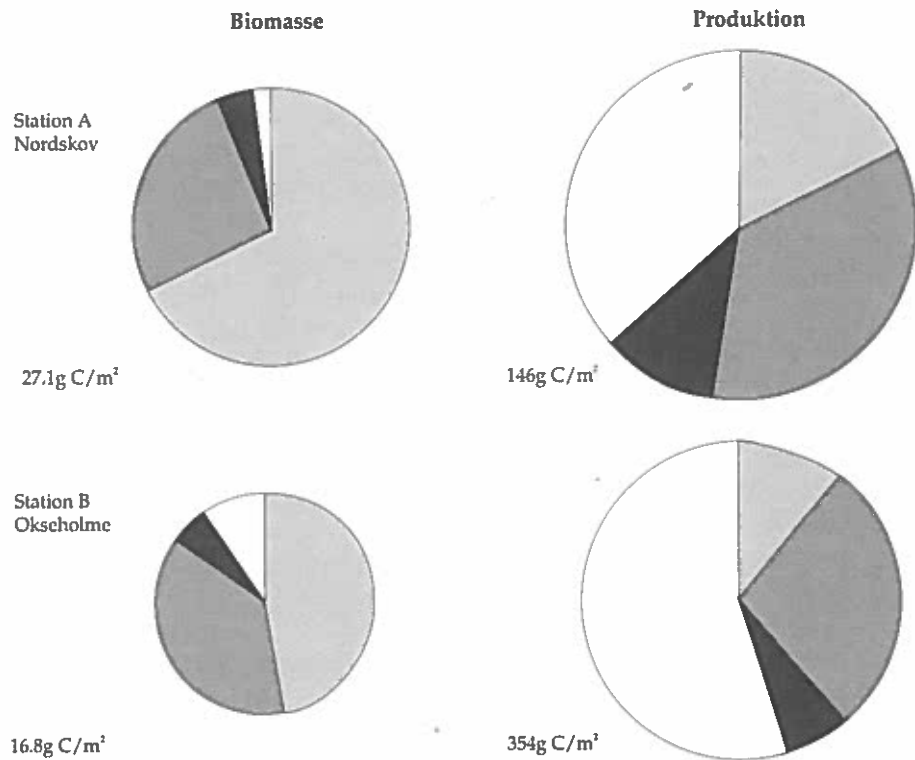
I Kapitel 5 gives en opsummering af de i amtsrapporterne præsenterede resultater for Vandmiljøplanens fytoplanktonprogram, samt analyser af data fra programmet i de åbne marine områder, som DMU er ansvarlig for. Rapporteringen har omfattet data fra nye og gamle Vandmiljøplan-stationer (figur 5.1). Tidsmæssigt dækker rapporteringen hovedsageligt perioden 1989-1993, men hvor data fra før 1989 eksisterer, indgår disse ligeledes. Til amternes rapportering var der udarbejdet et detaljeret paradigme. Dette er i store træk fulgt, men afvigelser har i nogle tilfælde vanskeliggjort en tværgående vurdering af resultaterne. Afvigelser ses primært i omfanget af databehandlingen (sandsynligvis som følge af det omfangsrige paradigme) og i de brugte analysemetoder, idet de i paradigmaet krævede metoder ikke er anvendt. Det har ikke været muligt at inddrage en egentlig tværgående analyse baseret på primærdata, da en stor del af data ikke var indberettet korrekt den 1. juni 1994. Vurderinger af sæsonmæssige og geografiske variationer og trends er derfor sket på basis af de præsenterede figurer og tekst. I paradigmaet indgik ikke vurderinger af effekter af fytoplanktonvækst på f.eks. iltforhold, og disse er derfor ikke behandlet i kapitlet.



Figur. 5.1 Marine Vandmiljøplan-stationer, hvorfra fytoplanktondata er behandlet i den cykliske rapportering 1993.

Betydning af næringsrigdom

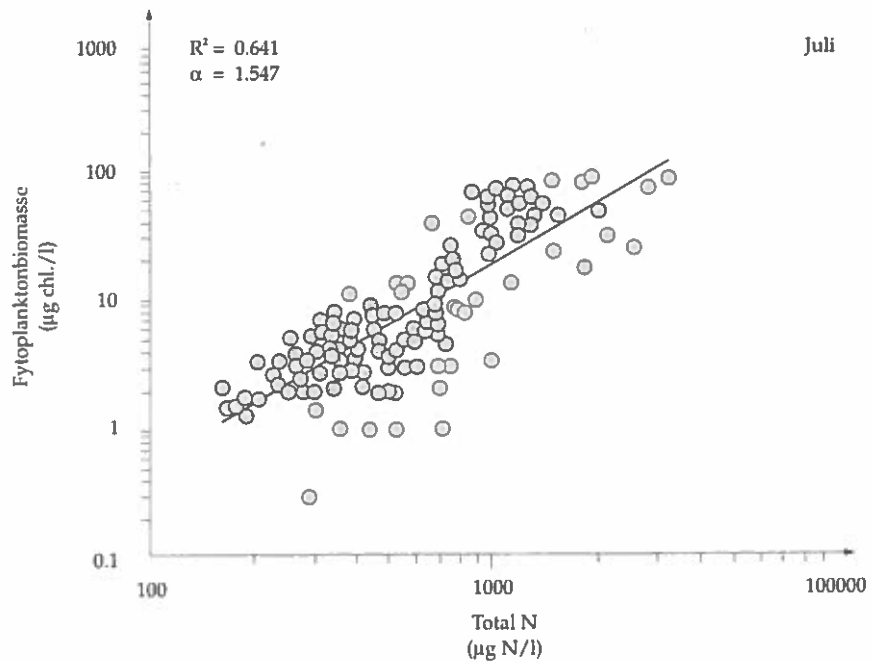
Fytoplankton er et central element i Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Fytoplankton optager de uorganiske kvælstof- og fosfornæringsstoffer, der tilføres det marine miljø, og omsætter dem til algebiomasse, der enten optages i fødekæden og i sidste ende kan danne grundlag for f.eks. fiskeproduktion, eller som sedimenteres til havbunden, hvor nedbrydningen af algerne kan resultere i iltsvind. De uorganiske næringsstoffer udnyttes i de lavvandede havområder også af bentiske alger og vandplanter, og primærproducenterne eksisterer i ubelastede lavvandede områder i en balance, hvor især bentiske makrofyter har betydning, hvis de fysiske krav til substrat og lys er opfyldt. Denne balance ændres ved øget næringsrigdom, idet øgede tilførsler af næringsstoffer først og fremmest udnyttes af de encellede planktonalger, der har en stor overflade i forhold til deres volumen, og hvis vækstrater er højere end de bentiske makrofyters. Et eksempel på sådanne forskydninger i balancen ses i Roskilde Fjord, hvor fytoplankton har en relativt større betydning både m.h.t. biomasse og produktion i den næringsrige Roskilde Bredning end i den mindre næringsrige Frederiksværk Bredning (Borum *et al.*, 1990, figur 5.2). Samme undersøgelse tyder på, at mens den relative betydning af primærproducenterne ændres, påvirkes den totale planteproduktion i de lavvandede områder ikke af en øget næringsrigdom. Analyser af et stort datamateriale fra danske fjorde har ligeledes dokumenteret sammenhængen mellem næringsrigdom og fytoplanktonbiomasse, idet næringsrigdom (udtrykt som total-N) kunne forklare i alt 60% af variationen i klorofylbiomassen (Sand-Jensen *et al.*, 1994, se figur 5.3).



Figur. 5.2. Fordeling mellem rodfæstede planter (lysegrå), enårige makroalger (grå), fastsiddende mikroalger (sort) og fytoplankton (hvid) i Frederiksværk Bredning (A) og Roskilde Bredning (B). Gennemsnitlig biomasse i g C/m² og totalproduktion i g C/m²/år. (fra Borum *et al.*, 1990).

Tidsserieanalyser

Den begrænsede varighed af Vandmiljøplanens overvågningsprogram gør det ikke muligt at udføre egentlige tidsserieanalyser i de enkelte fjord- og kystvande. Data fra de enkelte fjord- og kystvande giver til gengæld et solidt grundlag for at analysere hvilke faktorer, der har betydning for udviklingen i fytoplankton, således at der kan tages højde for disse i vurderingen af overvågningsresultaterne. DMU vil udføre sådanne analyser på de rapporterede primærdata.



Figur. 5.3. Sammenhæng mellem fytoplanktonbiomasse og total-N i danske fjord- og kystvande i juli måned. (uddrag af figur i Sand-Jensen *et al.*, 1994).

5.2 Sigtdybde

Sigtdybden er udtryk for, hvor langt lyset når ned i vandsøjlen, og dermed for bundvegetationens mulighed for at få tilstrækkeligt lys. Der er således en signifikant sammenhæng mellem sigtdybde og dybdeudbredelse af benthiske planter (Sand-Jensen *et al.* 1994).

Sigtdybden er bestemt af mængden af suspenderet stof (plankton, detritus, mineralske partikler) og opløst organisk stof i vandet. Alle de bestemmende faktorer er i nogen grad korreleret til mængden af fytoplankton og dermed til eutrofieringsgraden. Mængden af fytoplankton er som nævnt i indledningen korreleret med næringsrigdommen, og fytoplankton bidrager såvel til detritus som til mængden af opløst organisk stof. Med stigende mængder af fytoplankton forsvinder den fasthæftede bundvegetation, og muligheden for resuspension af mineralske partikler øges. Det kan derfor forventes, at udviklingen i fytoplankton og sigtdybde er korreleret, og at ændringer i næringsrigdommen vil medføre ændringer i sigtdybden.

Sigtdybde og fytoplanktonbiomasse

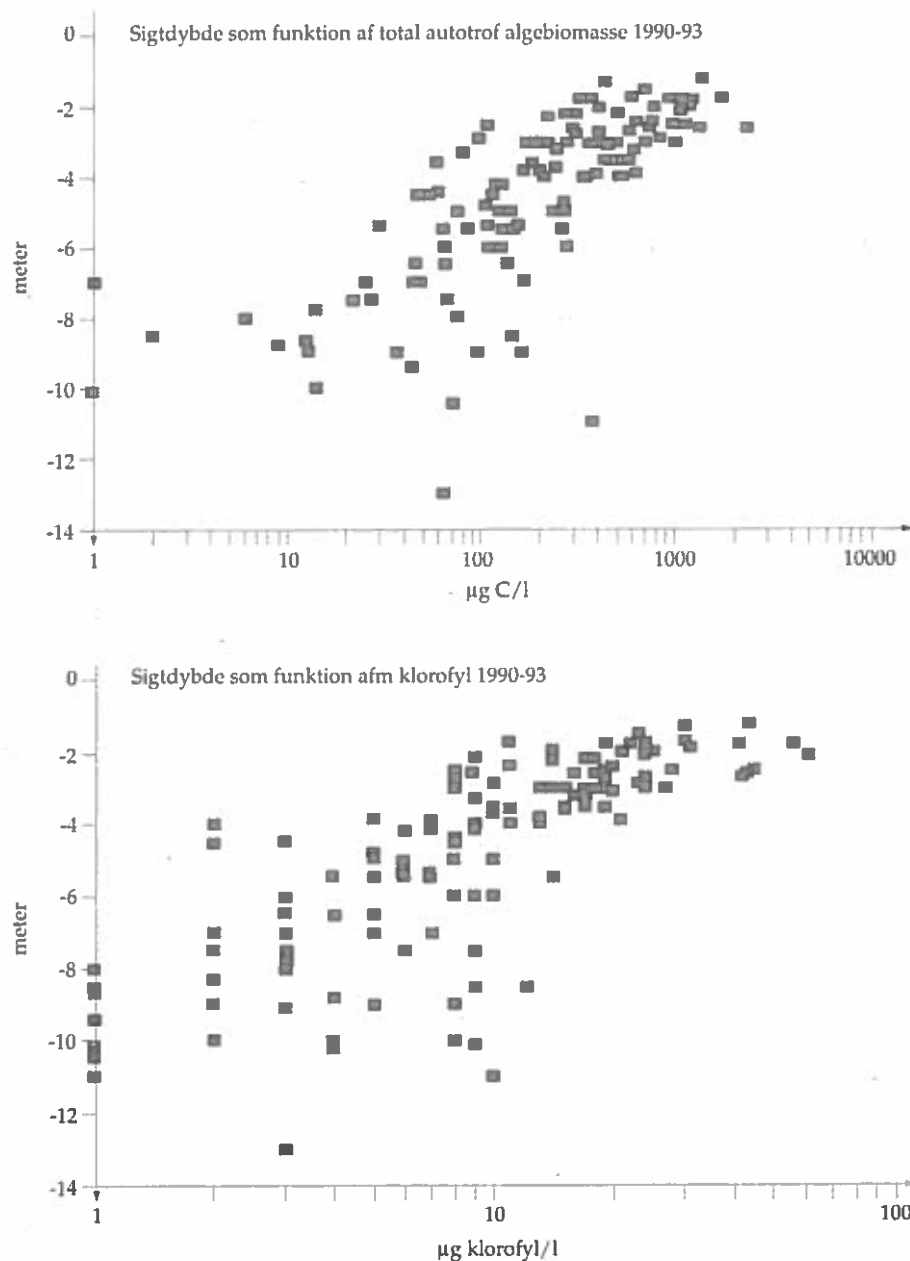
Undersøgelser af sammenhængen mellem sigtdybde og fytoplanktonbiomasse i dybet i Mariager Fjord viser en sammenhæng mellem fytoplankton og sigtdybde uanset om algebiomassen udtrykkes ved klorofyl eller algekulstof (figur. 5.4). Ligeledes er der fundet en tæt sammenhæng mellem sigtdybde og klorofylkoncentration ved Middelgrunden i Øresund. Derimod afspejler sigtdybden i Århus Bugt, hvor vanddybden er ringere og betydningen af resuspension dermed større, kun periodisk variationen i fytoplanktonbiomassen (udtrykt som $\mu\text{g C/l}$).

Analyse af 543 datasæt fra et stort antal fjord/kystnære stationer viser, at suspenderet stof og klorofyl, når der tages hensyn til samkorrelationen mellem de 2 parametre, kan forklare omkring 81% af variationen i sigtdybden gennem vækstsæsonen (Sand-Jensen *et al.*, 1994). Undersøgelser i Ringkøbing Fjord har vist, at 18% af lyssvækelsen i denne fjord skyldes opløst organisk stof (gulstof) (SNS/DHI i Fytoplankton-temarapport, Ringkøbing Amt, 1994).

I undersøgelsen af Sand-Jensen *et al.* (1994) kunne klorofylbiomassen alene forklare ca 37% af variationen i sigtdybden i kystnære områder. I de åbne farvande er sigtdybden signifikant korreleret med klorofylbiomassen (lineær regression, $p < 0,001$), og ca 20% af variationen i sigtdybden kan forklares af klorofylbiomassen. Den lavere forklaringsprocent skyldes sandsynligvis, at klorofylbiomassen i de åbne farvande er lavere og andre faktorer som opløst organisk stof får en relativt større betydning her end i kystvandene.

Årstidsvariation

Årstidsvariationen i sigtdybden påvirkes især af frekvensen og varigheden af resuspensionshændelser og algeopblomstringer. Generelt er sigtdybden lille i fjord- og kystvande om vinteren, hvor blæst giver fuldt opblandede vandmasser og dermed ofte resuspension af bundmaterialet. I de åbne farvande er de højeste sigtdybder fundet sidst på vinteren lige inden forårsopblomstringen.



Figur. 5.4 Sigtdybde som funktion af autotrof algebiomasse og klorofyl i Mariager Fjord 1990-1993. Data fra alle sæsoner. (fra Fytoplankton-temarapport, Nordjyllands Amt 1994).

Om sommeren og efteråret svinger sigtdybden meget, og det er generelt på denne årstid, at såvel de største som de mindste sigtdybder registreres. Forekomsten af meget lave sigtdybder er hyppigst korreleret med masseopblomstringer af fytoplankton, men svingningerne kan ikke altid direkte korreleres til fytoplanktonbiomassen (udtrykt som klorofyl og/eller algekulstof pr l⁻¹). Årsagen til dette er sandsynligvis, at selvom sigtdybden er korreleret med algebiomassen fra forår til efterår (Sand-Jensen *et al.*, 1994), vil resuspensionshændelser i nogle tilfælde give en lille sigtdybde selvom fytoplanktonbiomassen er lille.

Tidlig udvikling

Sammenligninger af års- og sommerridelværdier viser for de fleste områder, at der ikke er sket en entydig udvikling i sigtdybden. Der

ses dog i nogle fjorde en tendens til større sigtddybder i 1990-93 sammenholdt med slutningen af 1980'erne. På Limfjordsstationerne i Skive Fjord og Thisted, Løgstør og Nibe Bredning, i Århus Bugt, Ålborg Bugt (Hevring Bugt og ud for Dokkedal) og Ålbæk Bugt (ud for Jerup) samt i den centrale del af Køge Bugt og i Roskilde Fjord er årsmiddel for sigtddybden således større i 1990-93 end i slutningen af 1980'erne. Sigtdybden i 1990-93 ligger på flere stationer på samme niveau som i starten af 1980'erne. Bortset fra i Århus Bugt ses samtidigt et fald i klorofylbiomassen. I Felsted Kog, Nissum Fjord viser årsmidlen for sigtddybden en signifikant stigning (lineær regression, $p=0.05$) fra omkring 0.5 m i 1986 til omkring 0.75 m i 1993. Samtidig ses et (ikke signifikant) fald i klorofylbiomassen fra omkring 75 $\mu\text{g chl/l}$ i 1986-88 til omkring 50 $\mu\text{g chl/l}$ i 1990-93. I Mariager Fjord er sommermiddelsigtddybden øget fra omkring 2 m i 1979-86 til omkring 3.5 m i 1989-93. Forandringer falder sammen med fald i sommermidlerne for total-P og klorofylbiomasse.

Udviklingstendenserne diskuteres i afsnit 5.3.

Delkonklusion

Sigtddybden er afhængig af mængden af suspenderet (herunder fytoplankton) og opløst stof i vandet, og da disse faktorer er korreleret med næringsrigdommen, er sigtddybden en kumulativ parameter, der kan bruges til vurdering af ændringer i eutrofiering. Sigtdybden er desuden udtryk for lysbetingelserne for bundvegetationen.

Sigtddybde og klorofylbiomasse er positivt korreleret, men klorofylbiomassen kan kun forklare 20-40% af variationen i sigtddybden. Specielt resuspensionshændelser vil, ud over planktonbiomassen, have stor indflydelse på sigtddybden i kystnære områder. Sigtdybden kan derfor ikke bruges som direkte mål for mængden af fytoplankton.

Sigtddybden er i nogle kystnære områder steget fra slutningen af 1980'erne til begyndelsen af 1990'erne. Stigningen falder i de fleste områder sammen med et fald i klorofylbiomassen.

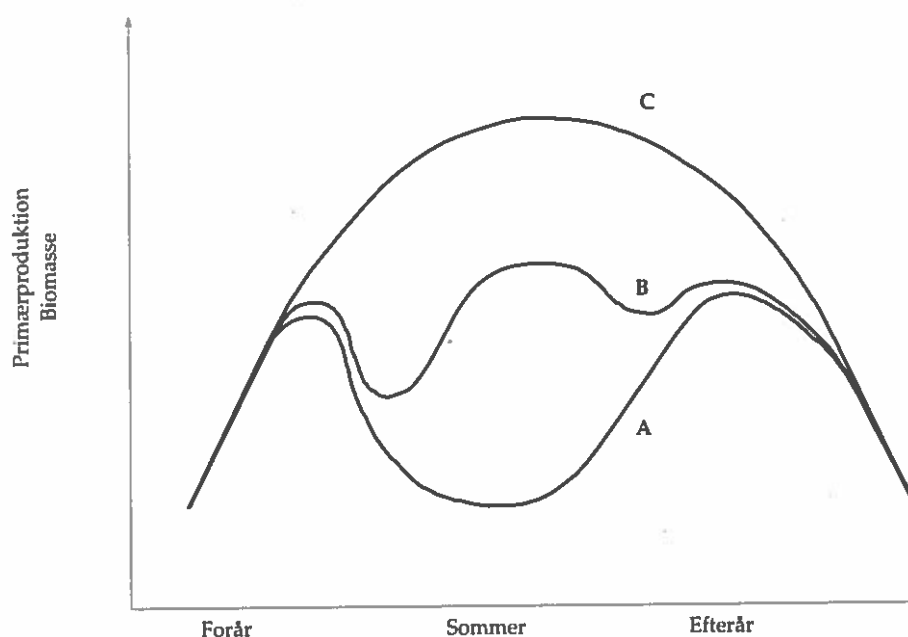
5.3 Fytoplanktonbiomasse og -produktion

Årstidsvariation

Udviklingen gennem året i fytoplanktonbiomasse og -produktion varierer fra de åbne farvande til lukkede nor og fjorde, idet sommeropblomstringer er dominerende i kystnære områder, men forårs- og sensommer-efterårsopblomstringer dominerer i de åbne farvande. Figur 5.5 giver en skematisk fremstilling af forandringerne i sæsonvariationen. I de åbne farvande, som f.eks. Kattegat (figur 5.6), er sæsonvariationen tydeligt 2-toppet med maksimum i såvel klorofyl- og kulstofbiomasse samt primærproduktion i foråret og sensommer-efterår (A, figur 5.5). I kystnære områder og åbne fjorde ses desuden 1 til flere toppe i biomasse og produktion i løbet af sommeren (B, figur 5.5), mens sommeropblomstringerne er altdominerende i lukkede nor og fjorde (C, figur 5.5) uden at dette dog betyder, at sidstnævnte områder ikke har det sædvanlige temporale forløb med forårs-, sommer- og efterårsopblomstrende alger. Det er karakteristisk, at svingningerne i biomassen og produktion gennem sæsonen

bliver større og hyppigere i de områder, hvor sommerniveauet er størst (dette fremgår ikke af figur 5.5). Variationer fra år til år kan være store, således at de højeste niveauer i nogle år ligger først på sæsonen, i andre sidst på året, eller at niveauet er jævnt højt gennem hele sæsonen.

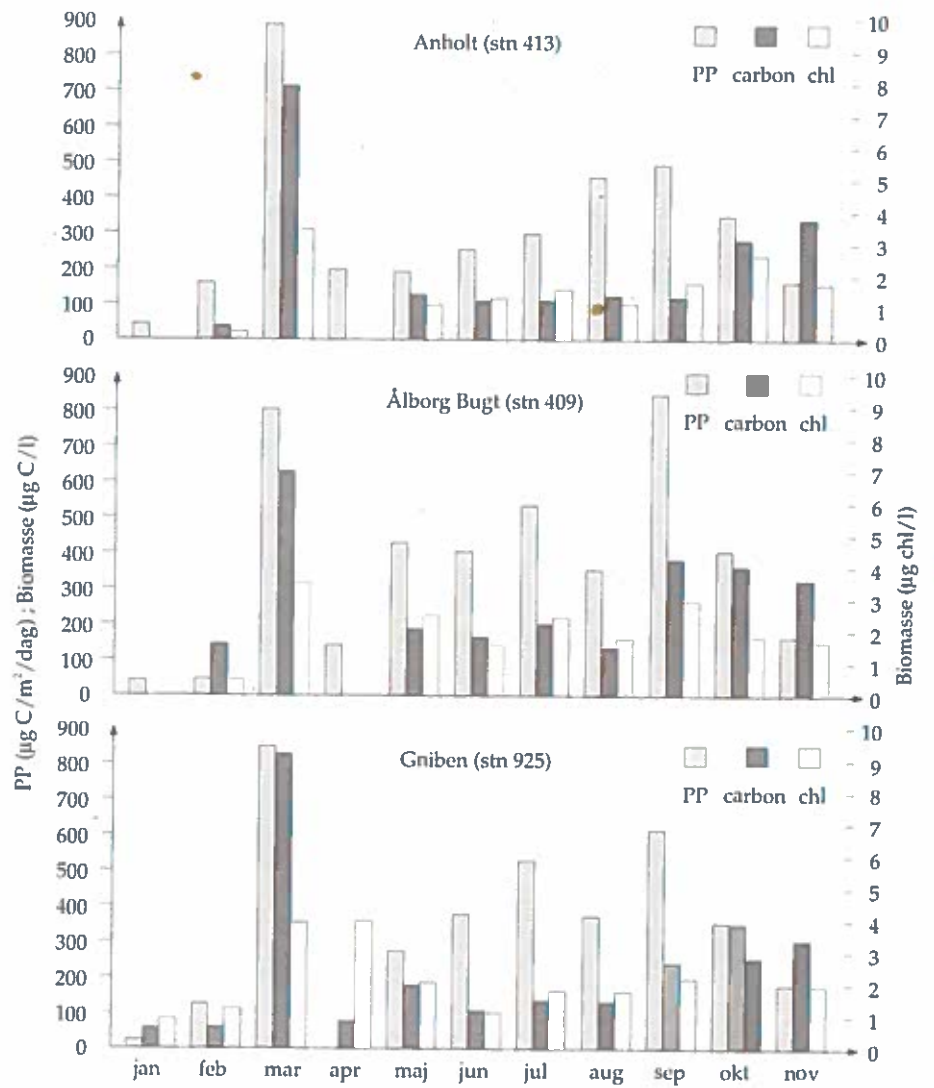
Årsagen til den højere fytoplanktonbiomasse og -produktion om sommeren i kystnære områder er at næringsrigdommen er større end i de åbne farvande, dels som følge af direkte tilledning af nærings-salte fra land, dels fordi der i lavvandede områder hyppigt sker en opblanding af vandmasserne og dermed tilførsel af nærings-salte fra bundvandet. I de åbne farvande er vandmasserne derimod lagdelte i længere perioder af sommeren.



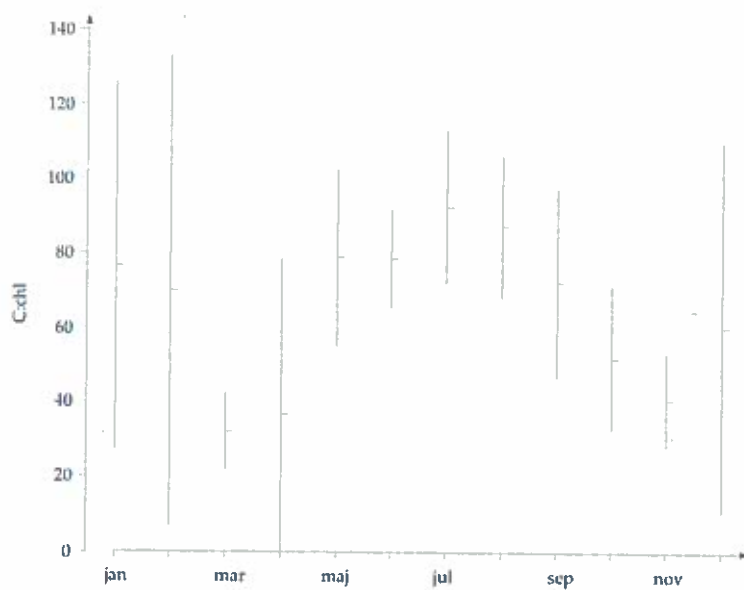
Figur 5.5. Skematisk illustration af årstidsvariationen i primærproduktion, klorofylbiomasse og algekulstofbiomasse i danske farvande. A. Åbne farvande. B. Kystvande og åbne fjorde. C. Lukkede fjorde og nor, inderst i åbne fjorde. Se endvidere tekst.

Kulstof:klorofyl

Generelt er der bedre overensstemmelse mellem primærproduktionen og algebiomassen udtrykt som kulstof end med algebiomassen udtrykt som klorofyl. Dette gælder især for sommerperioden og hænger sammen med ændringer i algerne relative indhold af kulstof og klorofyl (C:chl), idet algerne ved de højere lysintensiteter om sommeren ikke behøver så meget klorofyl for at udnytte lyset, og klorofylmængden pr cellevolumen derfor falder. I de åbne farvande er der en markant årstidsvariation i algerne C:chl forhold, med lave værdier (omkring 40) i forår samt sent efterår og høje værdier (omkring 80) om sommeren (figur 5.7). I fjord- og kystvande ses samme tendens, men med store variationer specielt om sommeren. Variationerne kan skyldes at variationer i artssammensætning, cellestørrelser, algerne fysiologiske tilstand og lysforhold fra prøvetagning til prøvetagning er større i fjord- og kystvande end i de åbne farvande. Metodeusikkerheder kan ligeledes spille ind (se afsnit 5.7) uden at de dog kan forklare det generelle mønster. For nogle af de undersøgte områder hænger de observerede forskelle mellem kulstof- og klorofylbiomasse sammen med forskelle i prøvetagningsstrategi for de 2 parametre.



Figur 5.6 Årstidsvariation i fytoplanktonproduktion ($\mu\text{g C}/\text{m}^2/\text{dag}$) og -biomasse ($\mu\text{g C}/\text{l}$ og $\mu\text{g chl}/\text{l}$) i Kattegat. Data fra 1981 - 1993 er midlet for hver måned.



Figur 5.7 Årstidsvariationen i C:chl forholdet i de åbne farvande. Middelt + standardafvigelser af målinger fra 7 stationer i perioden 1981-1993.

Tabel 5.1. Gruppering af danske marine lokaliteter ved brug af data om fytoplanktonbiomasse og -produktion samt næringsrigdom, Vedrørende de anvendte data se tekst. so = sommerniveau, vi = vinterniveau, år = årsniveau.

Gruppe	I	II	III	IV	V	
Chl so	1-3	2-10	-10	10-20	>20	
µg/l						
C so	100-200	-	100-500	200-600	500-2000	
µg/l						
PP so	400-1000	2-300	1000-1500	1000-2500	1000-2000	
mgC/m ² /dag						
PP år	150-200	25-100	200-350	300-500	150-350	
gC/m ² /år						
TN µg/l	so 2-300	vi 3-400	so 300-1000	vi 500-2000	so 1000-2000	vi 2500-5000
TP µg/l	20-30	30-50	30-100(150)	30-110	100-150	100-200
NO µg/l	<5-15	1-200	10-150	150-1000	10-150	300-1000
PO µg/l	<2-10	15-30	10-50	20-60	5-30	20-50
lokalteter	åben kyst/vand dybt springlag længere	nor, fjord lavvandede - springlag	åbne fjorde, Nordsoen dybe - lavvandede +,- springlag	åbne fjorde, Vadehavet lav- vandede dele - springlag	lukkede fjorde lav- lavsaline - springlag	
eksempler	Jyske østkyst Åben Kattegat Storebælt Lillebælt Øresund Smålands- farvandet Åbne Østerø	Seden StranD Nakkebolle Nakskov Fjord Holsteinborg Nor	Jyske vestskyst Nissum bredning Vena Bugt Odense Fjord Horsens Fjord Veje Ydersfjord	Vadehavet Kolding Fjord Veje Inderfjord Thisted Bredning Skive Fjord (Mariager Fjord)	Nissum Fjord Ringkøbing Fjord	

Klassifikation af danske havområder

De højeste biomasseniveauer er registreret i den næringsrige, lavsaline Ringkøbing Fjord, hvor den tidsvægtede sommermiddel i perioden 1986-1993 varierede mellem 40 og 50 $\mu\text{g chl/l}$ og 1000 og 3500 $\mu\text{g C/l}$. De laveste sommerbiomasser er registreret i de åbne farvande, hvor klorofylkoncentrationen var 1-2 $\mu\text{g chl/l}$ og den autotrofe kulstofbiomasse 100-200 $\mu\text{g C/l}$. Årsproduktionen er markant højere i Mariager Fjord ($> 1000 \text{ g C/m}^2/\text{år}$) end på alle andre lokaliteter. De laveste primærproduktioner ses i lavvandede fjorde og nor som Odense Fjord og Holsteinborg Nor.

Gruppering

I tabel 5.1 præsenteres en gruppering af de behandlede kystområder med udgangspunkt i sommerniveauet for klorofylbiomassen, og med inddragelse af primærproduktion og næringsrigdom. Grupperingen er baseret på de indsendte temarapporter, og bygger i flere tilfælde på vurderinger af kurver. Primærproduktionen er i mange rapporter kun angivet som produktion pr m^2 , og denne parameter er derfor brugt i grupperingen, selv om den ikke er direkte sammenlignelig mellem områderne p.g.a. forskellene i vanddybde. Værdierne for kvælstof og fosfor bygger på indberetning af data, der i mange tilfælde er mangelfulde. Dette giver en vis usikkerhed m.h.t. placeringen af enkelte lokaliteter, men tabellen giver en oversigt til brug ved det videre arbejde med klassificering af danske marine områder.

Gruppe I omfatter kyst- og åbent vand stationer med relativ lav næringsrigdom, mere eller mindre springlagsdannelse og lav biomasse og primærproduktion. Gruppe II er nor og små, ofte lukkede fjorde med ringe vanddybde, hvor klorofylbiomasse og produktion er lav. De indberettede data omfatter kun i ringe grad denne type lokaliteter, og det er derfor ikke muligt at angive værdier for næringsrigdommen. Specielt for denne gruppe er store år-til-år svingninger i biomasse og produktion. Grupperne III og IV er vanskelige at adskille uden en nærmere analyse. Adskillelsen er næst efter på klorofylbiomassen, sket på basis af primærproduktionen pr. m^2 . Da lokaliteterne i gruppe IV er relativt lavvandede er produktionen pr. m^3 større i denne gruppe end gruppe III. Fytoplanktonbiomasse og næringsrigdom er lidt højere i gruppe IV uden dog at være markant forskellige fra gruppe III. Det er bemærkelsesværdigt at åben-kyst lokaliteter langs Nordsøen falder i gruppe III, mens åbent-kyst lokaliteter i Kattegat hører til den mindre næringsrige gruppe I. Dette skyldes i væsentlig grad påvirkning fra den jyske kyststrøm. Mariager Fjord viser størst lighed med gruppe IV, men afviger ved den usædvanlig høje primærproduktion samt vanddybden. Gruppe V omfatter en speciel type danske fjorde, de lavvandede lavsaline Nissum og Ringkøbing fjorde.

Lille variation

Variationen i primærproduktionen er lille i forhold til variationen i næringsrigdom. Variationen i biomassen synes umiddelbart større, men omregnet til biomasse pr. kvadratmeter er variationen sandsynligvis ikke større end for primærproduktionen. Den relativt lille variation i primærproduktionen hænger sammen med lysforholdene. De øgede biomasser ved høj næringsrigdom medfører, at lyset ikke trænger så langt ned i vandsøjlen hvorved den fotiske zone bliver lavere. Når næringsrigdommen når over et vist niveau, vil fytoplanktonproduktionen derfor primært være styret af lysforholdene, og den øgede mængde næringsstoffer kan ikke udnyttes.

Næringsstofftilførsel og udvikling i fytoplankton

Næringsalte tilføres de frie vandmasser, og dermed fytoplankton, ved afstrømningen fra land, atmosfæredeposition samt ved vertikal transport af næringsalte frigivet fra havbunden. Hvis afstrømningen, og dermed belastningen, fra land har en signifikant effekt på fytoplankton, må det forventes, at afstrømningsbegivenheder kan spores direkte i fytoplankton, og at der, set over en længere tidsperiode, er en sammenhæng mellem udvikling i biomasse/produktion og udvikling i belastning. Resultaterne fra overvågningsprogrammet viser at dette er tilfældet.

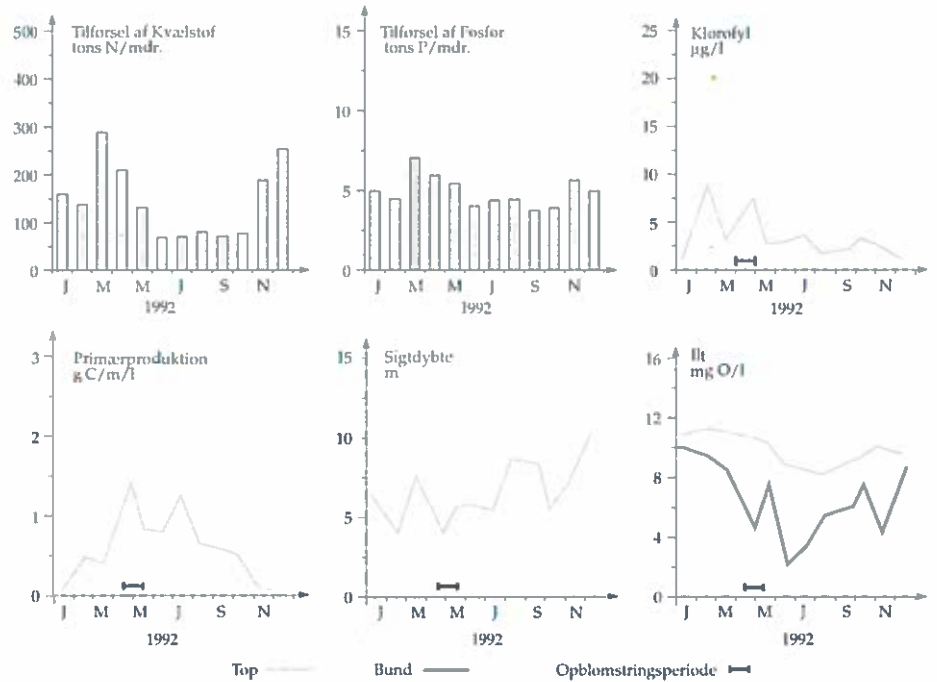
Direkte effekter

Kraftig afstrømning har en direkte målbar effekt på fytoplankton i de kystnære områder. Eksempler på dette er opblomstringerne i 1992 af *Chrysochromulina* spp. i Århus Bugt og *Phaeocystis* sp. i Hevring Bugt. Som det fremgår af figur 5.8 var der i marts-april 1992 en stor tilførsel af kvælstof og fosfor. Tilførslen medførte en stigning i næringssaltkoncentrationen, specielt af nitrat+nitrit, i Århus Bugt og derefter, i april-maj 1992 en opblomstring af *Chrysochromulina* spp.. Opblomstringen blev fulgt af et fald i iltkoncentrationen i bundvandet.

Direkte effekter af afstrømning blev ligeledes konstateret i 1993. I 1993 var afstrømningen generelt lille i første halvdel af året. I Nørrefjord (Fyns Amt) var afstrømningen imidlertid høj i januar og efterfølgende blev der observeret meget høj fytoplanktonbiomasse og -produktion i foråret. Fytoplanktonbiomasse og -produktion var på årsbasis generelt lav i 1993, hvilket er i overensstemmelse med den ringe afstrømning i størstedelen af vækstsæsonen. I efteråret øgedes afstrømningen og tilførslen af specielt kvælstofnæringsalte var høj sidst på vækstsæsonen i de sydlige og østlige dele af landet (se kapitel 4). Sammenfaldende med de store tilførsler observeredes usædvanligt store, og sene, opblomstringer af furealger, f.eks. i det sydlige Lillebælt og Vejle Inderfjord. I Lillebælt var der samtidig et usædvanligt kraftigt iltsvind. Iltsvindet varerede helt frem til december, hvilket ikke tidligere er registreret.

År-til-år variation

Sammenligninger af år-til-år variationen i fytoplanktonbiomasse i områder med længere tidsserier og år-til-år variationen i afstrømning/belastning viser ligeledes at der er en korrelation mellem udviklingen i de 2 parametre. I Limfjorden og Århus Bugt skete der et niveaufald i klorofylbiomassen fra 1987-88 til 1989-93, og på samme tidspunkt blev der observeret et fald i afstrømningen samt kvælstof- og fosforbelastningen til de 2 områder. Reduktionen i fosforbelastningen til Århus Bugt fortsætter fra 1989 til 1993, mens kvælstofbelastningen var nogenlunde konstant. Ligeledes var klorofylbiomassen nogenlunde konstant i 1989-93, og dette indikerer, at biomassen primært har været styret af kvælstofbelastningen. I Limfjorden ses ikke et tilsvarende markant fald i fosforbelastningen fra 1989-93, og den autotrofe kulstofbiomasse viser en positiv korrelation med både kvælstof- og fosforbelastningen.



Figur 5.8 Udvikling i kvælstoftilførsel, klorofylbiomasse, primærproduktion og iltkoncentration i bundvandet i tidsretningen omkring *Chrysochromulina* spp. opblomstringen i Århus Bugt i 1992 (fra Fytoplankton-temarapport, Århus Amt).

Analyser af sammenhængen mellem klorofylbiomasse i de åbne farvande og afstrømning indikerer en sammenhæng mellem de 2 faktorer i sommerperioden i Kattegat. I analyserne er afstrømningen brugt, idet der ikke findes belastningsopgørelser over en længere årrække for de åbne farvande. Analyserne er begrænset til perioden 1975-1993, da afstrømningen i denne periode er proportional med belastningen af kvælstof og delvist fosfor. P-belastningen har dog været faldende fra 1989-1993. Sammenholdes sommermidler for klorofylbiomassen med sommerafstrømningen er korrelationen signifikant for 4 ud af 5 stationer i Kattegat, og 26-58% af variationen i klorofylbiomassen kan forklares af variationer i afstrømningen (tabel 5.2). I betragtning af stationernes afstand fra land er forklaringsprocenten høj, og det kan ikke udelukkes at det er andre faktorer med samme variationsmønster som afstrømningen (f.eks. vind og dermed vertikal tilførsel af næringsalte), som har været bestemmende for klorofylbiomassen. Den lille sammenhæng mellem klorofylbiomasse og afstrømning om sommeren i Bælterne og i Østersøen kan hænge sammen med henholdsvis den store gennemstrømning i Storebælt og Øresund, og for Østersøstationerne med at de anvendte afstrømningstal ikke tager hensyn til afstrømning fra landene omkring Østersøen.

Årsmidlerne for klorofylbiomassen var på kun på enkelte stationer signifikant korreleret med års-afstrømningen. Årsagen til dette er at ikke kun den totale belastning, men i høj grad den sæsonmæssige fordeling vil påvirke udviklingen i fytoplankton. Den totale belastning var næsten af samme størrelsesorden i 1984 og 1985, men både i det åbne Kattegat, i Århus Bugt, og på flere stationer i Limfjorden var biomassen markant lavere i 1984 end i 1985, og i farvandet rundt om Fyn observeredes på flere stationer en markant lavere primær-

produktion i 1984. Betragtes årstidsfordelingen kom 30% af afstrømningen i 1984 i april til september mod 41% i 1985.

Tabel 5.2 Sammenhæng mellem sommerklorofylbiomasse og -afstrømning i de åbne farvande. Analyseret ved lineær regression af utransformerede data fra 1975-1993. Sommer er for begge parametre juli-september.

Sommermiddelmekoncentrationen (juli-september) for klorofyl korreleret til sommerafstrømning			
station	n	r ²	p
Kattegat			
Læsø Rende (403)	9	0.03	0.65
Ålborg Bugt (409)	14	0.26	** 0.06
Anholt (413)	12	0.48	*** 0.01
Kullen (921)	16	0.58	**** <0.01
Gniben (925)	12	0.32	** 0.06
Bælterne			
Storebælt (939)	14	0.10	0.27
Øresund (431)	14	<0.01	0.81
Vestlige Østersø(450)	13	0.09	0.33
Fehmern Bælt (952)	11	<0.01	0.88
Stevns (441)	13	<0.01	0.98
Østersøen			
Arkona (444)	12	0.23	* 0.12

n=antal frihedsgrader, tal i () er p når 1992 udelades
 Significans niveauer: ****= p<0.01, ***= p<0.05, **= p<0.10, *= p<0.15
 † hældningen er negativ

Resultaterne fra overvågningsprogrammet viser, at næringsstoffertilførsel har afgørende betydning for fytoplankton. Mere detaljerede analyser bør gennemføres så korrelationerne kan præciseres og specielt andre faktorer "forstyrrende" effekt kan beskrives. Dermed vil effekten af andre faktorer kunne "eliminere", og muligheden for, selv på kort sigt, at detektere effekter af reduktioner i belastningen vil øges.

Udviklingstendenser

I enkelte marine områder ses udviklingstendenser, som bl.a. kan være en effekt af den nedsatte fosforbelastning, men p.g.a. den tidsmæssigt begrænsede måleperiode og manglende kendskab til de naturlige variationer kan det ikke afgøres om der er tale om permanente entydige ændringer. Dertil kommer at der samtidig med reduktionen i fosforbelastningen, som følge af nedsat punktkilde-tilførsel, er sket en naturlig reduktion i fosfor- og kvælstofbelastningen, fordi ferskvandsafstrømningen har været lav i de seneste år. Det er således ikke muligt at adskille effekter af reduktioner i fosforbelastningen fra effekter af reduktioner i kvælstofbelastningen. I det følgende beskrives de tilfælde, hvor der er registreret et fald i primærproduktion og/eller fytoplanktonbiomasse fra slutningen af 1980'erne.

Konklusion

Horsens Fjord

I de inderste dele af Horsens Fjord er der i perioden 1989-1993 set et fald i fytoplanktonproduktionen og -biomassen (både målt som klorofyl og kulstof). Samtidig er der iagttaget en stigning i mængden af bundlevende eutrofieringsbetingede makroalger (se figur 8.2, kapitel 8). Fosforbelastningen er fra 1989-1993 reduceret med næsten 50%, og kvælstofbelastningen er ligeledes faldet fra 1990-1993. Om

forandringerne i primærproducenterne er tegn på et vedvarende skifte fra dominans af fytoplankton til dominans af bundvegetation, og dermed en indikation på en forbedring af miljøtilstanden, eller om det er for en reaktion på andre faktorer, må den fremtidige udvikling vise.

Nissum Fjord

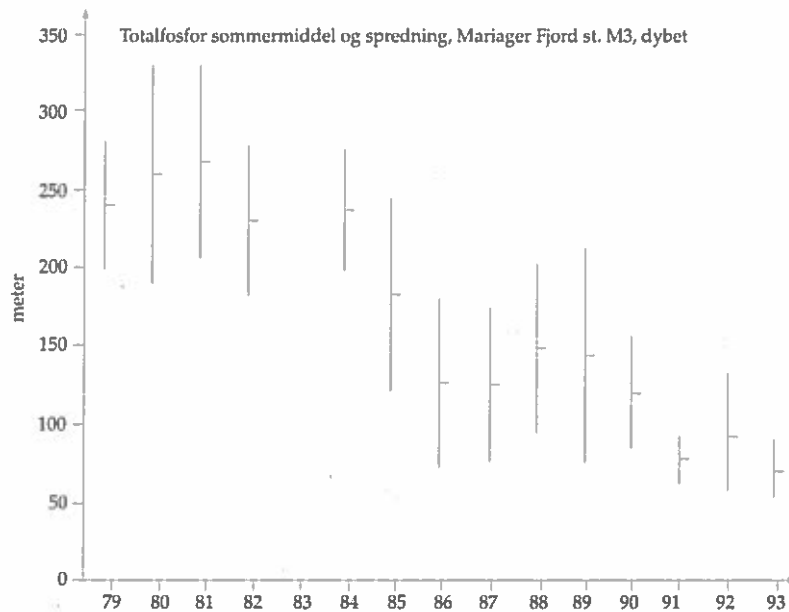
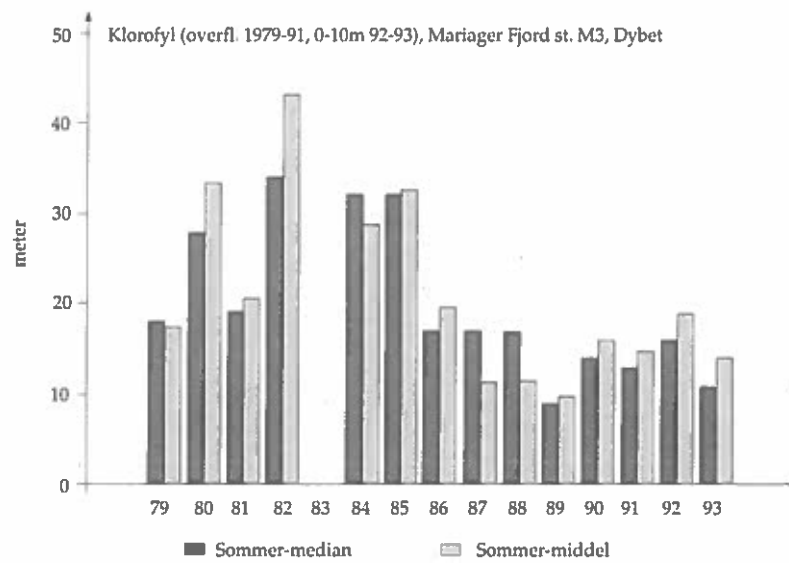
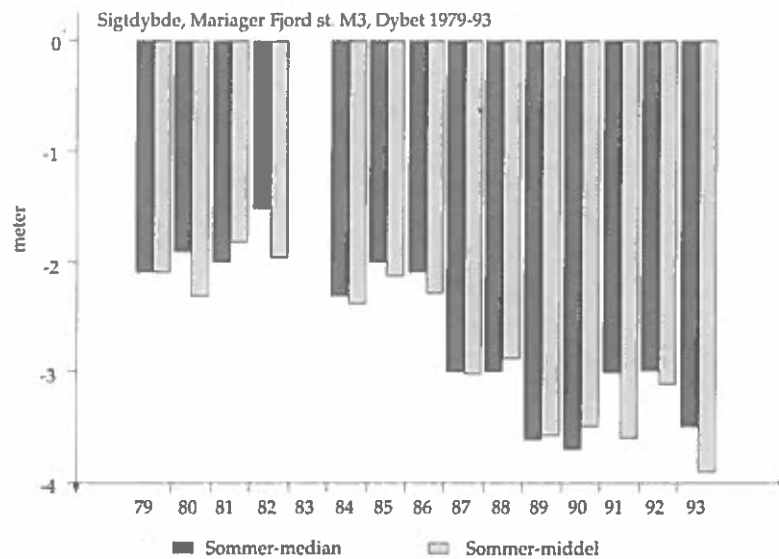
I Bøvling Fjord (vestlige Nissum Fjord) er års- og sommermidler af primærproduktion og klorofylbiomasse, samt forekomsten af høje kulstof- og klorofylkoncentrationer faldet i perioden 1990-1993. Samtidig hermed er sigtddybden øget. Ændringerne er sammenfaldende med en signifikant reduktion i års- og sommermidler for total-P og fosfat. Forandringerne kan være udtryk for en forbedring af miljøtilstanden som følge af en nedsat fosforbelastning. Fosforbelastningen er i perioden 1988-92 reduceret med næsten 50%, og fosfors betydning som regulerende faktor i Nissum Fjord underbygges af bioassay, der viser at primærproducenternes vækst hyppigt er fosforbegrænset. Sammenhængen mellem fosfor og primærproducenternes vækst i fjorden er dog ikke entydig. I den østlige del af Nissum Fjord (Felsted Kog) stoppede faldet i koncentrationerne af total-P, fosfat og klorofylbiomasse i 1990, og efter 1990 har fosforniveauet været næsten konstant, mens klorofylbiomassen har været stigende.

Roskilde Fjord

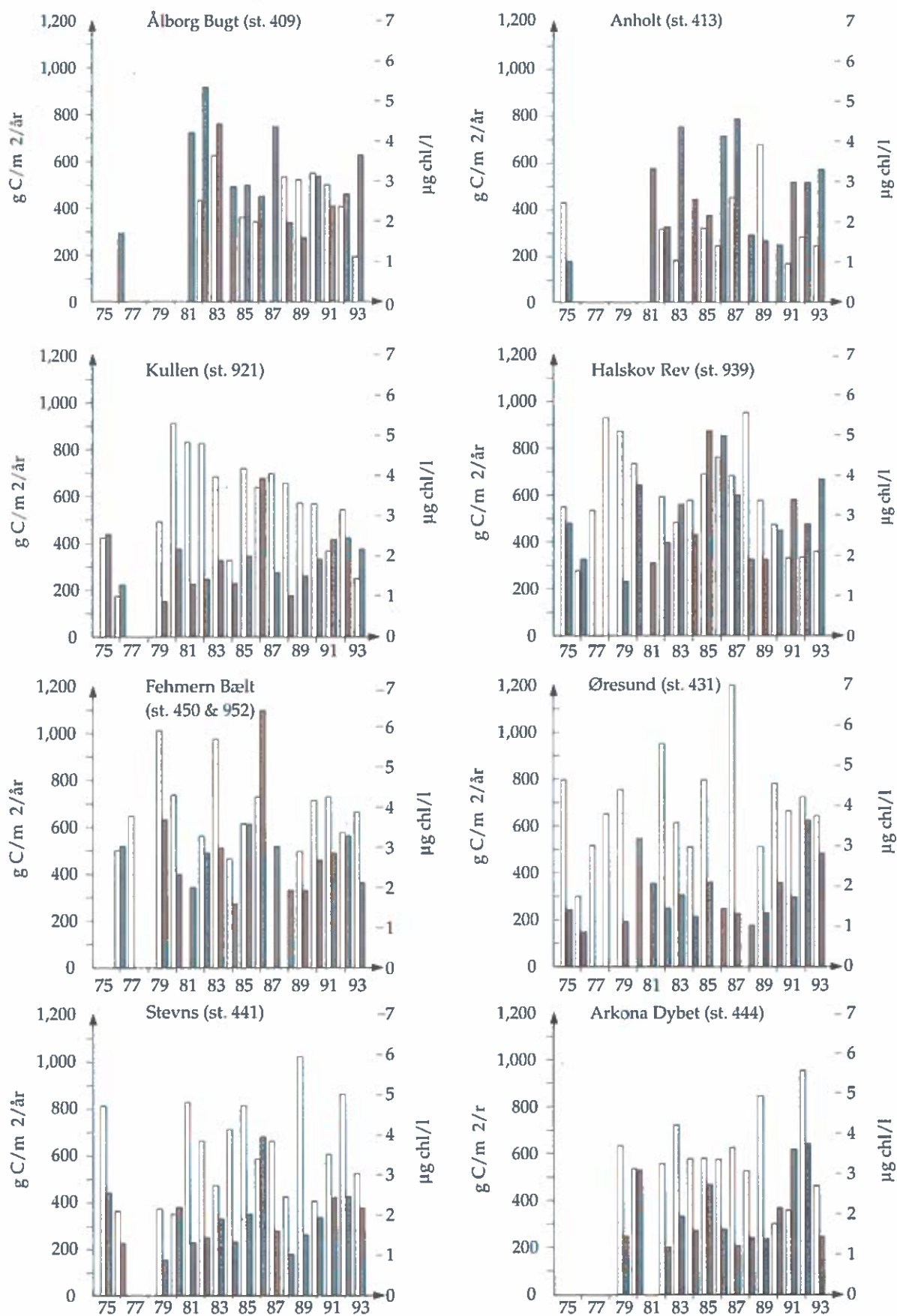
I Roskilde Fjord ses et fald i klorofylbiomassen fra 1987 til 1993 samtidig med en øgning i sigtddybden. Primærproduktionen i Roskilde Bredning er faldet fra 340 g C/m²/år i 1984 til et niveau omkring 100 g C/m²/år i 1989-1993. Selvom der er sket en reduktion i fosforbelastningen til fjorden, er fosfatkoncentrationerne i fjorden stadig meget høje, og udviklingen i fytoplankton skyldes sandsynligvis ændringer i bundfaunaen (se under Andre styrende faktorer).

Ålbæk og Ålborg Bugt

I Ålbæk Bugt ud for Jerup og i Ålborg Bugt ud for Dokkedal har sommerklorofylbiomassen været lavere og sigtddybden større i perioden 1991-93 sammenlignet med de tidligere år. Sommermiddelkoncentrationen af fosfat er faldet fra 1985 til 1993, mens sommermiddelkoncentrationen af kvælstofnæringsalte har varieret usystematisk. De 2 kyststationer er dels påvirket fra land, dels fra Kattegat og for Jerup stationens vedkommende fra Skagerrak, og den nøjagtige belastning af de 2 bugter kendes ikke. Tilførsel fra Limfjorden antages at være væsentlig, og nedsat fosforbelastning af Limfjorden kan derfor have medført en nedsat fosfortilførslen til området. Fosforbelastningen fra Limfjorden vil imidlertid ikke kun afhænge af belastningen til Limfjorden, men også af den interne belastning i fjorden. Ydermere er det ikke muligt at adskille effekter af kvælstofhenholdsvis fosforbelastning, idet der i den givne periode er sket et fald i såvel kvælstof- som fosforbelastningen til Limfjorden. Et argument mod at fosfor har styret udviklingen i fytoplankton på de 2 lokaliteter er, at sommermidlerne for fosfatkoncentrationen er høje ((3.5)5.5-11 µg P/l). Der har endnu aldrig været påvist P-styret produktion i Kattegat (kyst som åbent hav) ved disse eller endda lavere koncentrationer af fosfat (Granéli *et al.*, 1990, Kaas *et al.*, 1990).



Figur 5.9 Udvikling i sommermidler af -sigtdybde, -klorofyl og -total - P i Mariager Fjord 1979-1993 (fra Fytoplankton-temarapport, Nordjyllands Amt).



Figur 5.10 Tidsvægtede sommermidler (maj-September) af primærproduktion og klorofylbiomasse i de åbne farvande 1975-1993. Målinger fra Bæltprojektet og overvægningsprogrammet. Venstre søjler = primærproduktion trapezintegreret ned til 1%-lys, højre sorte søjler = klorofylbiomasse trapezintegreret ned fra 0-10m.

Udviklingstendenserne ved kysten kan ikke genfindes på 2 stationer i de mere åbne dele af bugterne (Læsø Rende, st. 403 og Ålborg Bugt, st. 409), og årsagssammenhængen bag de observerede forandringer bør undersøges nærmere for at øge forståelsen af, hvordan ænd

Mariager Fjord

I Mariager Fjord er fytoplankton undersøgt siden 1979, og siden undersøgelsesens start er der sket et fald i sommerklorofylbiomassen fra 20-40 µg chl/l i begyndelsen af 1980'erne til 10-15 µg chl/l i begyndelsen af 1990'erne. I samme tidsrum ses et fald i total-P-koncentrationen fra ca 250 til ca 100 µg P/l og en stigning i sigtdybden fra 2 til 3.5 m (figur 5.9). Total-N-koncentrationen har været konstant gennem hele perioden. Forandringerne kan ikke umiddelbart vurderes i forhold til næringssaltbelastningen, idet kvælstof- og fosforbelastningen er ikke opgjort længere tilbage end 1985. Sammenlignes slutningen af 1980'erne med begyndelsen af 1990'erne er der sket et fald i såvel kvælstof- som fosforbelastningen. Total-P er faldet yderligere i 1990'erne, og de seneste år har fosfatkoncentrationen nærmet sig et niveau i maj-juni, der anses for at være begrænsende for algevæksten (2 µg P/l, Paasche & Erga, 1988). Faldet kan ikke spores i fytoplankton, men et fortsat fald i fosforniveauet kan forventes at medføre en nedsat fytoplanktonproduktion og -biomasse i maj-juni.

Århus Bugt og Limfjorden

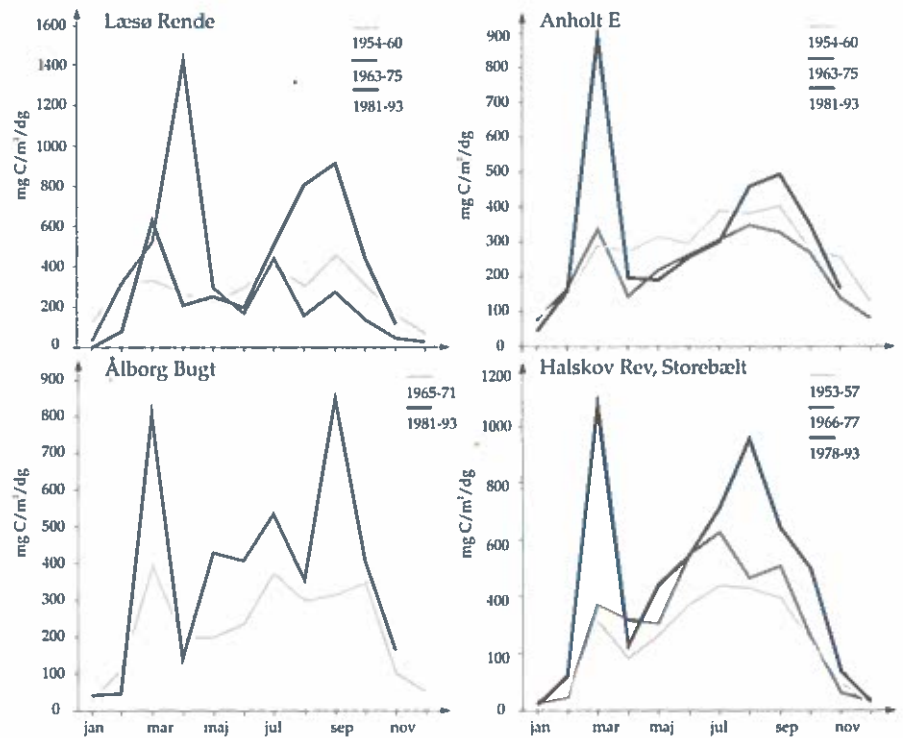
I Århus Bugt er primærproduktionen steget fra 1979 til slutningen af 1980'erne, hvorefter der igen er sket et fald i 1990'erne. I Limfjorden ses samme mønster for kulstof- og klorofylbiomassen, men ikke for primærproduktionen. Dette udviklingsmønster er diskuteret tidligere under afsnittet om "Næringsstofftilførsel og udvikling i fytoplankton".

Langtidsudvikling i Kattegat

Øget primærproduktion

I de åbne farvande er klorofylbiomasse og primærproduktion målt i forbindelse med overvågningsprogrammer siden 1975. Som det fremgår af figur 5.10 er der i perioden 1975-1993 ikke sket en entydig udvikling i fytoplankton i de åbne farvande. Sammenligning med ældre data for primærproduktionen i det åbne Kattegat og Storebælt tyder imidlertid på, at der er sket en stigning i primærproduktionen i Kattegat og i Storebælt fra 1950-60'erne til 1980-90'erne, og at specielt sensommer-efterårsperioden i dag har en højere produktion end tidligere (figur 5.11). Primærproduktionen i 1950-1975 er målt ved fyrskibene i det åbne Kattegat og i Storebælt, og den anvendte metode afviger fra den, der bruges i overvågningsprogrammet, idet målingerne ved fyrskibene skete *in situ*, mens der i dag anvendes laboratorieinkubationer. Richardson & Heilmann (in press) har vist, at resultaterne fra de 2 metoder med rimelighed kan sammenlignes, ligesom Hav 90-undersøgelser i det sydlige Kattegat har vist en god overensstemmelse mellem primærproduktionen beregnet ud fra henholdsvis *in situ* og inkubatormålinger (Nielsen *et al.* 1994). Beregningsmetoderne for de 2 sæt data (1950-75 og 1975-93) er ikke identiske, men en korrektion for uoverensstemmelserne vil gøre differencen mellem værdierne fra 1950-75 og 1975-93 større (Richardson & Heilmann, in press). Sammenlignes sommermiddelværdierne (juli-september) er stigningen på 45-92 % i det vestlige Kattegat og i Storebælt, og 7% i det centrale Kattegat. Ved sammenligning mellem

fyrskibdata fra Anholt 1954-60 og nutidige målinger fra 1984-93 målt på et nord-syd gående transekt midt i Kattegat fandt Richardson & Heilmann (in press), at årsproduktionen i det centrale Kattegat er fordoblet siden 1950'erne.



Figur 5.11 Årstidsvariationen i primærproduktionen pr m^2 i det vestlige Kattegat (st. 403 og 409), det centrale Kattegat (st. 413) og Storebælt (st. 939). Data fra målinger ved fyrskibene Læsø Rende, Ålborg Bugt, Anholt, Halskov Rev i 1953-1974, og data fra det nationale overvågningsprogram 1975-1993. De præsenterede værdier er middelværdier for alle målingerne i den givne måned indenfor de 3 perioder 1950-60, 1960-77 og 1977-1993 (i figuren er angivet fra hvilke år inden for perioderne, der er målinger.)

Næringssaltbegrænsning

At reduktionen i fosforbelastningen og faldet i fosforkoncentrationen generelt ikke har påvirket biomasse og produktion af fytoplankton indikerer, at fosfor ikke eller kun i begrænsede perioder er det styrende nærings salt for primærproduktionen. Betydningen af fosfor og kvælstof for primærproduktionen er i overvågningsprogrammet undersøgt på 3 forskellige måder: ud fra grænseværdier, ud fra relative forbrug af N og P samt ud fra bioassay.

Paasche & Erga (1988) har angivet følgende grænseværdier for næringsbegrænsning af primærproduktionen: kvælstof: $< 14 \mu g N/l$, fosfor: $< 2 \mu g P/l$ og for kiselalger tillige Si: $< 28 \mu g Si/l$. Bruges disse værdier for de danske marine områder er det generelle mønster, at fosfor ofte er potentielt begrænsende i foråret og forsommeren i fjord- og kystvande (se tabel 4.9), mens kvælstof det potentielt styrende nærings salt om sommeren og det tidlige efterår. Samtidig med fosforbegrænsningen om foråret ses i nogle områder perioder med Si- og/eller N-begrænsning. I sommerperioden kan P, og til tider Si, falde til grænseværdierne, men med undtagelse af Århus og Hevring Bugt sker dette normalt kun i kortere perioder. I Århus er der sket en udvikling m.h.t. nærings saltbegrænsning, idet N og P har været

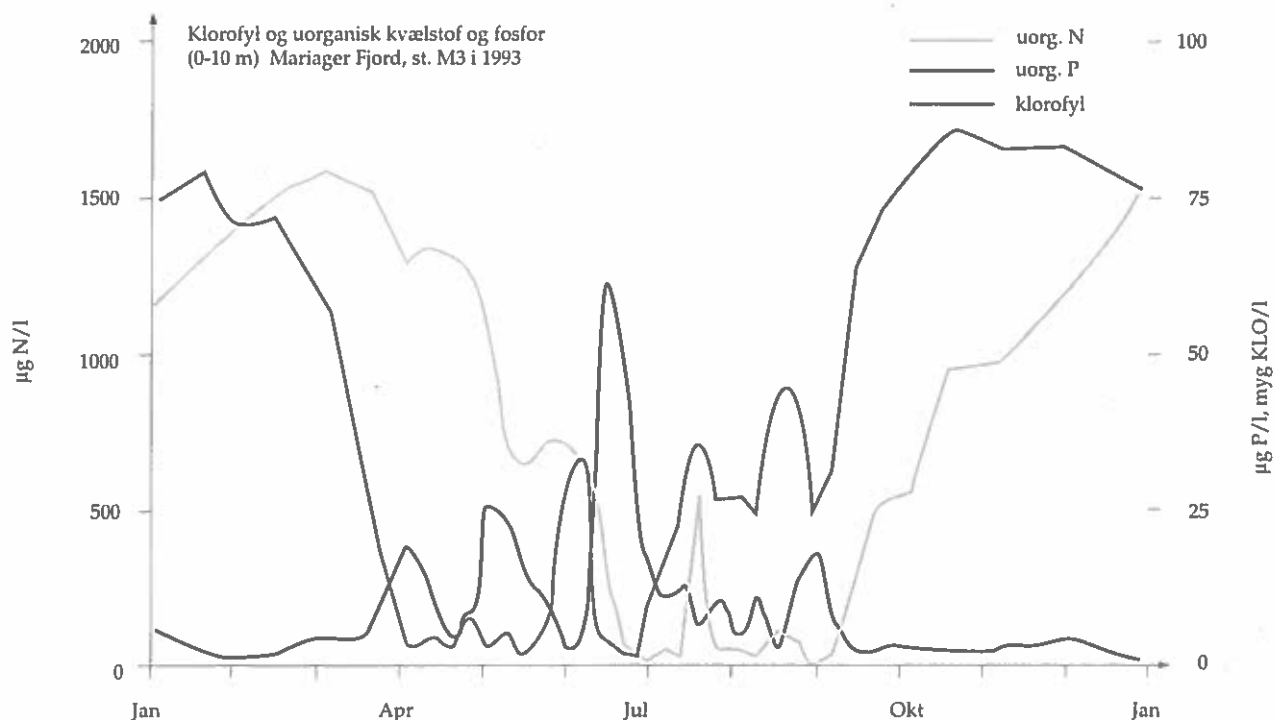
potentielt begrænsende i et længere tidsrum om sommeren i 1989-93 end i 1978-89. Variationer i tidspunkter for og varighed af potentiel næringsbegrænsning er store fra område til område og inden for det enkelte område fra år til år.

Usikkerhed

Et væsentligt problem ved at vurdere næringssaltenes betydning ud fra koncentrationer er, at en lav koncentration ikke er ensbetydende med lav tilgængelighed. Fosfor remineraliseres hurtigere end kvælstof, og en lav koncentration skyldes hyppigst, at algerne optager det remineraliserede fosfor lige så hurtigt, som det produceres. Dertil kommer, at algerne har forskellige krav til næringssalte. Et mere praktisk problem ved brugen af grænseværdier er, at værdierne ligger omkring eller under detektionsgrænsen for næringssaltanalyserne i flere amter.

Forbrug

Potentiel næringssaltbegrænsning kan også vurderes ud fra de relative forandringer i næringssaltkoncentrationerne. I Mariager Fjord (figur 5.12) og i Limfjorden falder fosforkoncentrationen i forår-forsommertidspunkterne tidligere og hurtigere end kvælstofkoncentrationen. I løbet af sommeren ses en akkumulering af fosfor i vandet, mens kvælstofkoncentrationen forbliver lav. Dette indikerer at fosfor, set i forhold til kvælstof, er det potentielt begrænsende næringsstof i forsommeren (april-juni), mens kvælstof er potentielt begrænsende om sommeren (juni, juli-september) i de 2 områder. De uorganiske næringssalte når dog kun på enkelte dage, og ikke i længere perioder, ned på niveauer, der traditionelt anses for reelt begrænsende.



Figur 5.12. Årstidsvariation i klorofylbiomasse og koncentration af uorganisk fosfor og kvælstof i 1993 i Mariager Fjord. (fra Fytoplankton-temarapport, Nordjyllands Amt).

Bioassay

I nogle områder er der i forbindelse med den almindelige recipient-overvågning gennemført bioassays med N og P tilsætning. Bioassay med fytoplankton fra Øresund gav på intet tidspunkt indikationer af fosforbegrænsning. Forsøg i Ringkøbing Amt i 1992 viste, at N er

begrænsende for væksten i maj til september i Ringkøbing Fjord, mens der var skiftende N og P begrænsning i Nissum Fjord. Forsøg med søsalat i 1993 indicerede ligeledes skiftende N- og P-begrænsning i nogle områder er der i forbindelse med den almindelige recipient-overvågning gennemført bioassays med N og P tilsætning. Bioassay med fytoplankton fra Øresund gav på intet tidspunkt indikationer af fosforbegrænsning. Forsøg i Ringkøbing Amt i 1992 viste, at N er begrænsende for væksten i maj til september i Ringkøbing Fjord, mens der var skiftende N og P begrænsning i Nissum Fjord. Forsøg med søsalat i 1993 indicerede ligeledes skiftende N- og P-begrænsning i Nissum Fjord. I Ringkøbing Fjord sås i 1993 fosforbegrænsning hos søsalat i maj (hvor forsøgene startede) til juli samt i oktober, og kvælstofbegrænsning i juni til september. I Limfjorden har bioassay med søsalat i maj til oktober 1993 påvist fosforbegrænsning i maj, og kvælstofbegrænsning i juni til september.

Konklusion

Sammenholdes de 3 typer undersøgelser på de undersøgte stationer er konklusionen, at kvælstof generelt er det primære begrænsende næringsstof i de marine områder. Specielt er kvælstofbegrænsning udtalt sommer og efterår. Fosforbegrænsning kan dog indtræde i fjord- og kystvande i perioder om sommeren, og fosfor(og silikat)-begrænsning er ofte dominerende i forårs månederne. Den påviste betydning af kvælstof som styrende faktor for fytoplankton om sommeren er i overensstemmelse med korrelationsanalyser mellem næringsrigdom udtrykt som total-N og total-P og klorofylbiomasse, der viste at total-N er den faktor, der bedst forklarer variationen i klorofylbiomassen i maj til oktober (Sand-Jensen *et al.*, 1994).

Betydning af reduktioner i fosforbelastning

Siden slutningen af 1980'erne har reduktioner i fosforudledninger fra punktkilder givet et markant, ikke afstrømningsafhængigt fald i fosforbelastningen. Kvælstofbelastningen er derimod gennem hele perioden korreleret med afstrømningen, og i overensstemmelse med variationen i ferskvandsafstrømningen er kvælstofbelastningen i 1990'erne lavere end i 1980'erne.

Reduktionen i fosforbelastningen kan ikke generelt spores i fytoplankton. Kun i få områder er der som beskrevet ovenfor indikationer på, at reduktionen har medført ændringer i fytoplanktonproduktion og -biomasse. En årsag til dette kunne være, at den interne fosforbelastning har modvirket reduktionen i de eksterne kilder. Den interne belastning er stor i nogle fjorde og kan udgøre en betragtelig andel af den totale fosfortilførsel. Imidlertid viser faldene i koncentrationen af total-P og uorganisk P, at den interne belastning ikke har kompenseret for reduktionen i punktkildebelastningen. Mulige årsager til den manglende effekt må derfor søges i andre faktorer. De mest sandsynlige årsager ville være, at næringsstofftilførsel via belastningen ikke er en bestemmende faktor for produktion og biomasse, at fosfor ikke er det begrænsende og dermed styrende næringsstof, og at andre faktorer har haft en væsentlig indflydelse på produktionen. Som det er fremgået har næringsstofftilførsel fra land stor betydning for biomasse og produktion af fytoplankton. Undersøgelserne af N og P som potentielt styrende faktorer for udviklingen i fytoplankton viste, at kvælstof er det primære styrende næringsstof i det marine miljø, og den på landsplan set manglende effekt af reduktionen i fosforbelastningen har en væsentlig årsag heri.

I nogle havområder, specielt fjorde, har fosfor imidlertid i perioder af året potentiel betydning for primærproduktionen, og hvis den iagttagede udvikling fortsætter, således at perioderne med fosforbegrænsning bliver længere, kan dette få betydning for fytoplanktons biomasse og produktion.

Andre styrende faktorer

Tilstedeværelse af næringssalte og lys er to essentielle forudsætninger for, at fytoplankton kan vokse. Derudover vil en række fysiske, kemiske og biologiske parametre påvirke primærproduktionen og fytoplanktonbiomassen (tabel. 5.3). Nogle faktorer påvirker fytoplanktonvæksten direkte (lys, temperatur) og andre indirekte (stabilitet, lagdeling). Den fytoplanktonbiomasse, der er tilstede i vandet, er bestemt af balancen mellem vækst (primærproduktion) og tab.

Tabel 5.3. Væsentlige faktorer, der direkte eller indirekte har stor betydning for produktion og tab af fytoplankton.

Faktorer	Fysiske	Kemiske	Biologiske
produktion	lysintensitet vandtemperatur stabilitet lagdeling	næringssalte	konkurrence
tab	stabilitet sedimentation		græsning

Lys og temperatur

Variationer i de bestemmende faktorer vil give variationer omkring en eventuelt sammenhæng mellem næringssalttilførsel og fytoplanktonbiomasse. Et eksempel på dette ses i 1992, hvor produktionen og til dels biomassen i mange områder var høj, samtidig med at afstrømningen gennem hele året var lavere end midlen for 1980-1992. Årsagen til dette har været de mange soltimer i 1992, der gav mere lys til fytoplanktonproduktionen og højere temperaturer i overfladevandet. Således blev der i Smålandfarvandet og i Århus Bugt observeret temperaturer, der lå henholdsvis 3°C højere og 5°C højere end normalt. I betragtning af at Q_{10} for fytoplankton anses for at være omkring 2, har dette givet anledning til øgede vækstrater. De højere temperaturer har sandsynligvis også medført en højere mineralisering i bundvandet og havbunden. Næringssalte er ført op til det produktive overfladelag sidst på sommeren, hvor vinden gav medrivning af bundvand. Den høje afstrømning i marts-april har ligeledes tilført næringssalte (fig. 5.11).

Konkurrence med makrofyter

Fytoplanktonbiomassen er i nogle lavvandede nor og fjorde lige så lav som i de åbne farvande (tabel 5.1, gruppe I og II). I næringsrige nor og fjorde konkurrerer fytoplankton med enårige løstliggende alger om næringssaltene, og i de fjorde, hvor fytoplanktonbiomassen er lav, ses oftest en stor forekomst af bundlevende grønalger og brunalger. Udfaldet af konkurrencen mellem de 2 primærproducenter er afhængig af de meteorologiske forhold, idet disse vil påvirke vandtemperaturen, lysforholdene og stabiliteten/lagdelingen af vandet. Et eksempel på meteorologiens betydning ses i Kertinge Nor, hvor trådalgerne forsvandt i 1992 som følge af høje temperaturer og

iltsvind, og fytoplankton blev den dominerende primærproducent (se figur 8.5). Den følsomme balance mellem de 2 typer primærproducenter giver i mange lavvandede områder en stor år-til-år variation i fytoplanktonbiomasse og produktion. I Holckenhavn Fjord ses f.eks. store år-til-år variationer i primærproduktionen med specielt lave værdier i 1993, hvor der til gengæld fandtes en stor forekomst af makroalgen søsalat (*Ulva lactuca*).

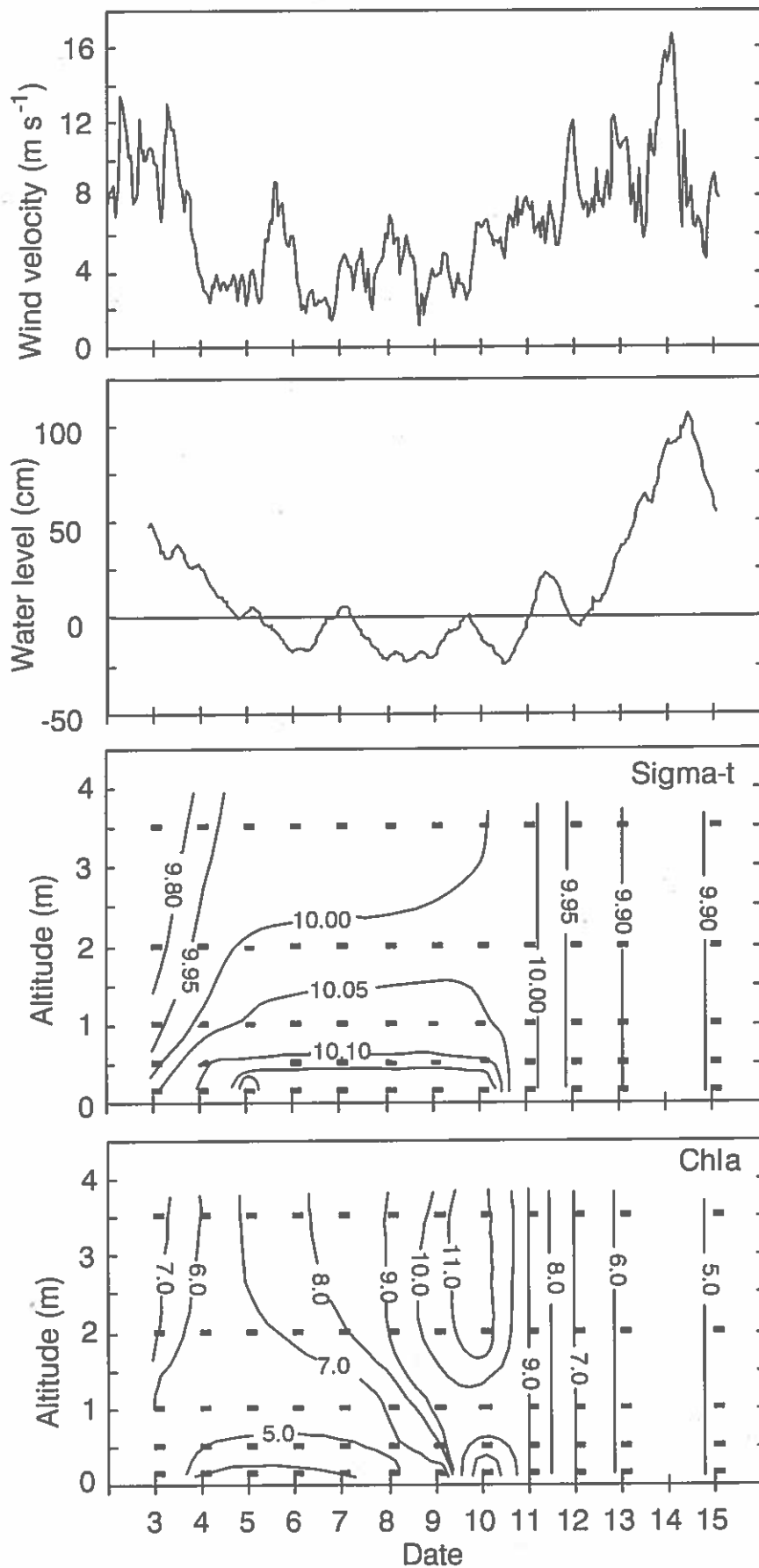
En anden faktor der vil påvirke fytoplanktonbiomasse- og produktion i lavvandede områder uden eller med kortvarig springlagdannelse er de meteorologiske forhold kombineret med bunddyrenes græsning. Muslinge-græsning kan være en væsentlig årsag til de reduktioner i primærproduktion og klorofylbiomasse samt stigninger i sigtdybden, som er iagttaget i Roskilde Fjord fra 1987-88 til 1992-93. Som følge af de hårde vintre forsvandt muslingerne i Roskilde Fjord i 1980'erne, og først i 1989 blev der igen registreret muslinger i fjorden. Muslingernes betydning underbygges af Hav90-undersøgelser i Roskilde Bredning, der har vist, at muslinge-græsning er en meget væsentlig tabsproces for fytoplankton i perioder, hvor vandsøjlen ikke er lagdelt (Møhlenberg, in press). Muslingerne kan, når vandet er helt opblandet, potentielt græsse på hele vandsøjlen fytoplanktonbiomasse. Når de meteorologiske forhold medfører lagdeling af vandet afskæres muslingerne fra fytoplankton, og fytoplanktonbiomassen i den øverste del af vandsøjlen stiger, som det ses fra dag 6 til 10 i figur 5.13. Stigningen skyldes at græsningsstrykket nedsættes markant, men sandsynligvis også, at algerne holdes oppe i den øvre del af vandsøjlen, hvor lysforholdene er gode. Reduktionen i fytoplankton i Roskilde Fjord faldt sammen med reduktion i belastningen i 1990'erne, men da næringssaltkoncentrationerne stadig er høje, har ændringen i belastningen ikke haft indflydelse på udviklingen af fytoplankton.

Muslinger, meteorologi og lagdeling

Et markant eksempel på bunddyrenes betydning ses måske i Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord. Her findes de højeste fytoplanktonbiomasser registreret i danske marine områder (tabel 5.1, gruppe V), og samtidig er fjordene karakteriseret ved at have meget få bunddyr. Græsningsstrykket er derfor lavt trods den meget lave vanddybde, og fytoplankton har mulighed for stor tilvækst.

Muslinge-græsning kan også være af betydning for fytoplankton i dybere fjorde i perioder med betydelig omrøring. I Mariager Fjord kan muslinge-banker således være årsag til at forårsopblomstringen først kommer i april. Indtil april er den vertikale og horisontale opblanding i fjorden tilsyneladende så stor, at muslingerne kommer i kontakt med store dele af de åbne vandmasser og dermed fytoplankton. En stor opblanding vil dog også betyde, at den mængde lys fytoplankton får, er begrænset, og dette kan være en væsentlig årsag til, at fytoplankton først får en positiv tilvækst i april.

Skift mellem lagdeling/lav bentisk græsning og opblanding/høj bentisk græsning er sammen med konkurrence med makrofytter væsentlige årsager til de store svingninger i fytoplanktonbiomasse og -produktion, samt til de, i forhold til næringsrigdommen, lave biomasser, der iagttages i nogle lavvandede områder.



Figur 5.13 Tidsserier af vindhastighed, vandstand, samt vertikal fordeling af sigma-t og klorofyl (korrigeret for suspenderet stof) på en station i Roskilde Bredning. (fra Møhlenberg, in press). Sigma-t er udtryk for lagdelingen: vandrette isolinier = lagdeling, lodrette isolinier = opblanding).

Delkonklusion

Udviklingen gennem året i fytoplanktonbiomasse og -produktion varierer fra de åbne farvande til nor og fjorde. I fjord/kystvande er biomassen og produktionen størst i sommerperioden, mens forårs- og sensommer-efterårs-opblomstringer dominerer i de åbne farvande. I områder med høje sommerniveauer ses store svingninger i biomasse og produktion i løbet af sommeren. Den højere fytoplanktonbiomasse og -produktion i de kystnære områder skyldes dels at næringsrigdommen er større, dels at der i de lavvandede områder sker en hyppig opblanding af vandet, hvorved der tilføres næringsalte fra bunden.

De danske havområder kan på grundlag af VMP-overvågningsprogrammets resultater inddeles i fem grupper med stigende fytoplanktonbiomasse og -produktion samt stigende næringsrigdom: I åbent hav og åbne kyster i indre farvande, II lavvandede fjorde og nor, III dybe dele af åbne fjorde samt kystnære dele af Nordsøen, IV. lavvandede dele af åbne fjorde samt Vadehavet, V. lavvandede, lavsaline fjorde. For gruppe II var datamaterialet vedrørende næringsrigdommen meget spinkelt, men fytoplanktonbiomasse og -produktion synes lav set i relation til den forventede næringsrigdom. Dette skyldes sandsynligvis den tætte kobling til bunden i disse områder, der medfører konkurrence fra bundvegetation og stort græsningstryk fra bundfaunaen. Den højere fytoplanktonbiomasse og -produktion i de kystnære dele af Nordsøen sammenlignet med Kattegat skyldes i væsentlig grad påvirkning fra den jyske kyststrøm.

Resultaterne fra overvågningsprogrammet viser på den ene side, at tilførslen af næringsalte fra land har afgørende betydning for udviklingen i fytoplanktonbiomasse og -produktion, og på den anden side at fytoplanktonparametrene er velegnede til at vurdere effekter af ændringer i tilførslen. Undersøgelser i flere områder viste at kraftig afstrømning fra land blev fulgt af maksimum i fytoplanktonbiomasser. Algeopblomstringerne medførte i flere tilfælde et efterfølgende øget iltforbrug og dermed sænket iltkoncentration i bundvandet. I Limfjorden, Århus Bugt og de åbne farvande er der en tydelig sammenhæng mellem år-til-år variationerne i fytoplanktonbiomasse og/eller -produktion og afstrømning respektivt belastning, idet der var lav biomasse/produktion og lav afstrømning i starten af 1980'erne, høj biomasse/produktion og høj afstrømning i slutningen af 1980'erne og lav biomasse/produktion og lav afstrømning i starten af 1990'erne. I det åbne Kattegat er der påvist en positiv lineær korrelation mellem sommermidlen for klorofylbiomassen og sommermidlen for afstrømningen for 4 ud af 5 stationer. Udviklingen i kvælstof- og fosforbelastningen følger generelt udviklingen i afstrømningen i disse områder, og for Limfjorden er der påvist en positiv korrelation mellem autotrof kulstofbiomasse og både kvælstof og fosforbelastningen.

Fra slutningen af 1980'erne til begyndelsen af 1990'erne er såvel kvælstof- som fosforbelastningen faldet. Faldet skyldes dels en mindre ferskvandsafstrømning og dermed mindre diffus belastning i 1990'erne, dels reduktioner i punktkildebelastningen. Reduktionerne i punktkildebelastningen har primært givet en lavere fosfortilførsel, og belastningen med fosfor er derfor faldet relativt mere end belastningen med kvælstof.

I Horsens Fjord, Bøvling Fjord, Ålbæk Bugt ud for Jerup, Ålborg

Bugt ud for Dokkedal og i Mariager Fjord er der observeret et fald i fytoplanktonbiomasse og/eller -produktioner, og disse fald er sat i relation til den nedsatte fosforbelastning. Forandringerne kan i nogle områder skyldes den nedsatte fosforbelastning, men p.g.a. den samtidigt lavere kvælstofafstrømning, tidsmæssigt begrænsede måleperioder og manglende kendskab til den naturlige variation, kan det ikke afgøres om der er tale om permanente entydige ændringer, og om de skyldes reduktioner i fosforbelastningen. I Roskilde Fjord er der sket en tilsvarende udvikling i fytoplankton, og her skyldes den mindskede fytoplanktonbiomasse et øget græsningstryk fra bundfaunaen.

I det åbne vestlige Kattegat og i Storebælt er der sket en markant stigning i primærproduktionen fra 1950-60'erne til 1980-90'erne. Specielt er primærproduktionen steget i forårs- og sensommer-efterårsmånederne.

Undersøgelserne af næringsaltbegrænsning viser at kvælstof er generelt det primære begrænsende næringsalt i danske marine områder. Specielt er kvælstofbegrænsning udtalt sommer og efterår. I fjord- og kystvande ses dog potentiel fosforbegrænsning i perioder om sommeren, og fosfor(og silikat)-begrænsning er oftest dominerende i forårsmånederne. I Mariager Fjord, Limfjorden og Århus Bugt har fald i fosfatkoncentrationerne medført at antallet af prøvetagningsdage, hvor koncentrationen indikerer potentiel fosforbegrænsning, er øget. Den påviste betydning af kvælstof som styrende faktor for fytoplankton om sommeren er i overensstemmelse med korrelationsanalyser mellem næringsrigdom udtrykt som total-N og total-P og klorofylbiomasse, der viste at total-N er den faktor, der bedst forklarer variationen i klorofylbiomassen i maj til oktober (Sand-Jensen *et al.*, 1994). Kvælstofs betydning som det primære styrende næringsalt i de marine områder forklarer, at der kun få steder er set effekter, der muligvis skyldes reduktioner i fosforbelastningen. Udviklingen i fosforkoncentrationerne i nogle områder tyder dog på at yderligere reduktioner kan få en effekt i det marine miljø.

Næringsalttilførsel er en essentiel forudsætning for vækst af fytoplankton. Ligeledes vil lysforholdene være bestemmende for væksten, og i områder med høj næringsrigdom vil selvskygning sætte en grænse for, hvor stor en fytoplanktonbiomasse der kan udvikles. Dette er sandsynligvis grunden til at variationen i fytoplanktonbiomasse og -produktion er mindre end variationen i næringsrigdommen. I lavvandede områder vil koblingen mellem vandfase og bund have stor indflydelse, idet konkurrence med bundlevende planter og bundfaunaens græsning vil begrænse muligheden for at opbygge store fytoplanktonbiomasser, mens udskillelse af næringsalte fra bunden vil fremme væksten af fytoplankton.

Resultaterne fra overvågningsprogrammet viser, at næringsstofftilførsel har afgørende betydning for fytoplankton. Mere detaljerede analyser bør gennemføres så korrelationerne kan præciseres og specielt andre faktorer "forstyrrende" effekt kan beskrives. Dermed vil effekten af andre faktorer kunne "elimineres", og muligheden for, selv på kort sigt, at detektere effekter af reduktioner i belastningen vil øges.

5.4 Artssammensætning

Årstidsvariation

I det klassiske mønster for årstidsvariationen af fytoplankton ses to markante opblomstringer: en forårsopblomstring af kiselalger i februar-marts og en efterårsopblomstring af fure- og/eller kiselalger. Forårsopblomstringen efterfølges i april-maj ofte af en mindre forsommeropblomstring af små flagellater. I sommerperioden er biomassen lav og domineret af små flagellater.

Dette mønster genfindes generelt i de åbne farvande. En undtagelse er Arkona bassinet (st. 444), hvor der forekommer store sommerbiomasser af blågrønalger. I de kystnære områder ses, udover forårs- og efterårsopblomstringerne, store opblomstringer af kiselalger om sommeren, og i næringsrige fjordområder ses tillige ofte sommeropblomstringer af furealger. Eksempler på årstidsvariationen i forskellige farvande er vist på figur 5.14.

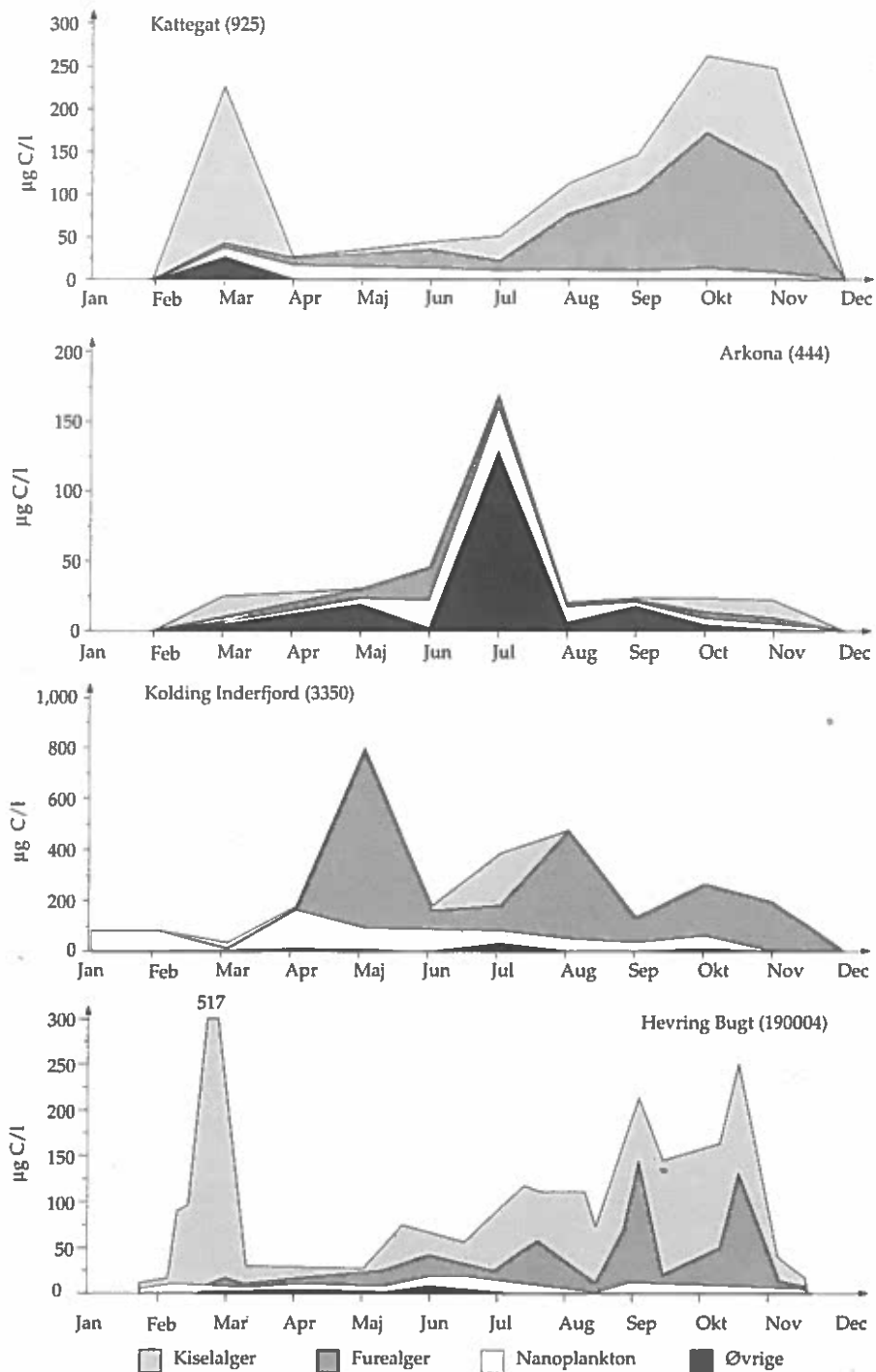
Kisels betydning for artssammensætningen

Successionen i planktonsammensætningen i de danske kystvande er sandsynligvis ofte bestemt af mængden af opløst kisel. Således sker der i foråret en ændring fra et kiselalgedomineret samfund til et samfund domineret af små flagellater, furealger eller *Mesodinium rubrum* på et tidspunkt, hvor kisel ofte er begrænsende for kiselalgeproduktionen. I Limfjorden ses tit markante opblomstringer af *Mesodinium rubrum* i forbindelse med kiselalgeopblomstringens ophør, hvilket viser, at der stadig er tilstrækkelige mængder af kvælstof og fosfat tilstede på dette tidspunkt, og at kiselalgerne vækst derfor ikke begrænses af mangel på disse næringsstoffer. I Århus Bugt er det for det tidlige forår vist, at kisel ofte er det næringsstof, der først når koncentrationer, som antages at være begrænsende for produktionen, hvorefter kiselalgerne afløses af nanoflagellater, furealger samt *Mesodinium rubrum*. Ligeledes sker ændringerne fra et kiselalgedomineret til et furealgedomineret samfund i sensommeren/efteråret, i en periode hvor kisel kan være begrænsende for produktionen. I perioder hvor kisel ikke er begrænsende, vil kiselalger ofte dominere, da deres vækstrater generelt er langt større end furealgerne (Olrik, 1993).

Nordsøen og vadehavet

Geografisk variation

Planktonsammensætningen i Nordsøen og Vadehavet adskiller sig på flere områder fra de indre danske farvande. Biomassen er i reglen meget lav indtil april-maj, hvor der ses opblomstringer af kiselalger. Her ses navnlig arter af slægterne *Thalassiosira* og *Coscinodiscus* samt *Plagiogramma brockmannii* og *Asterionella japonica*. Om sommeren ses høje biomasser af store kiselalger som *Rhizosolenia imbricata* v. *shrubsolei* samt af furealgen *Ceratium furca*. I Nordsøen ses i april store opblomstringer af *Phaeocystis pouchetii*. *Skeletonema costatum* der ofte udgør hovedparten af forårsopblomstringen af kiselalger i de indre farvande, har kun ringe betydning i Nordsøen.



Figur 5.14 Årstidsvariationen i 1993 i Kattegat, Arkona, Kolding Inderfjord og Hvering Bugt. På station 444 i Arkona bassinet udgør blågrønalgeslægten *Gomphosphaeria* over 90% af gruppen "øvrige" i juli måned.

Kattegat

I Kattegat ses tit dominans af kiselalgerne *Cerataulina pelagica*, *Guinardia flaccida*, *Proboscia alata* og *Rhizosolenia fragilissima* samt i sensommeren og efteråret af furealgerne *Ceratium tripos* og *Ceratium lineatum*.

Fjorde

Typiske fjordarter er furealger som *Gymnodinium sanguinium*, der primært findes i Roskilde Fjord, Isefjorden og Limfjorden, samt *Prorocentrum minimum*, *Prorocentrum micans*, *Katodinium rotundatum* og *Heterocapsa triquetra*. Herudover har *Skeletonema costatum*, *Chaeto-*

ceros socialis/radians, *Eutreptiella* spp. og *Mesodinium rubrum* også ofte stor betydning i fjordområderne.

Muslingers græsning

I visse lavvandede fjorde og bugter domineres biomassen i store dele af året af nanoflagellater samt den autotrofe ciliat *Mesodinium rubrum*. Eksempler herpå er Fakse Bugt, Stege Bugt, Præslø Fjord og Roskilde Bredning. En væsentlig årsag til dominansen af små arter er sandsynligvis bundfaunaens græsning på fytoplankton. I Roskilde Fjord er der tætte muslingebanker, som har en regulerende effekt på planktonsammensætningen ved at fremme tilstedeværelsen af små arter. Dette skyldes dels, at muslingerne ikke effektivt kan tilbageholde meget små alger (Riemann et al., 1988), og dels at disse har en høj væksthastighed. At *Mesodinium rubrum* ikke græsses af muslingerne skyldes sandsynligvis, at de kan svømme meget hurtigt og dermed flygte fra muslingerne.

På næringssaltbelastede lokaliteter er planktonbiomassen ofte domineret af få arter. I Mariager Fjord er biomassen det meste af året domineret af den lille hurtigtvoksende kiselalge *Skeletonema costatum*. Desuden kan de små furealger *Katodinium rotundatum* og *Heterocapsa triquetra* være talrige, og i perioder ses opblomstringer af den klorofylholdige ciliat *Mesodinium rubrum*. Samme artsfattigdom ses i den lavsaline Ringkøbing Fjord, hvor få arter af kolonidannende blågrønalger dominerer floraen hele året.

Blågrønalger

I områder med lav salinitet har blågrønalger ofte stor betydning. I de åbne farvande findes de største forekomster af blågrønalger således i Østersøen, hvor navnlig slægterne *Gomphosphaeria* og *Aphanothece* samt *Aphanizomenon flos-aquae* forekommer med høje biomasser. I det sydlige Lillebælt er der registreret store forekomster af *Nodularia spumigena*, og i Det Sydfynske Øhav af *Anabaena* spp. og *Nodularia spumigena*. I andre Østersøpåvirkede områder som Karrebæksminde Bugt, Stege Bugt og Fakse Bugt ses ligeledes ofte blågrønalgeopblomstringer om sommeren.

I brakvandsområderne Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord, er artsammensætningen domineret af fersk- og brakvandsarter, der forekommer med meget høje biomasser. I Ringkøbing Fjord, hvor saliniteten i 1993 varierede mellem ca. 4 og 12 promille er biomassen året igennem helt domineret af blågrønalger, mens der i Nissum Fjord tillige ses store forekomster af grønalger og kiselalger. Inderst i Nissum Fjord varierede saliniteten i 1993 mellem ca. 0,5 og 8 promille, mens der i den ydre del af fjorden blev målt saliniteter på mellem 5 og 20 promille.

Multivariate analyser af fytoplanktondata.

Introduktion

Inden for de sidste år er multivariate statistiske analyser blevet et stadig mere anvendt værktøj i arbejdet med biologiske samfund. Analyserne gør det muligt at behandle og kondensere meget store datamængder på en hurtig og objektiv måde, og resultaterne gives oftest i form af et ordinationsdiagram med informationer om prøve-lokaliteter, artssammensætning og miljø-(støtte)parametre. De fremkomne grupperinger eller separationer kan herefter anvendes ved klassifikationer af samfund eller analyseres for eventuelle forandringer i tid og rum. For en introduktion til multivariate analyser henvises til Digby & Kempton (1987), Jongman et al. (1987) og

DMU's bundfauna-analyser (Ærtebjerg et al. 1993). I denne rapport præsenteres nogle foreløbige resultater af multivariate analyser på DMU's fytoplanktondata.

Anvendte programmer

Der er anvendt to programpakker til analyserne. PRIMER-programmerne (Carr, 1993) er anvendt til nonparametriske tests, f.eks Cluster-analyser og MultiDimensional Scaling (MDS), som bygger på similaritetsindeksværdier. CANOCO-pakken (ter Braak, 1987-1992) er anvendt til de parametriske metoder som bygger på lineære eller unimodale kombinationer af artsdata (her Detrended Correspondance Analysis, DCA og Canonical Correspondance Analysis, CCA).

Datamateriale

Fytoplankton på 8 stationer i de indre danske farvande er analyseret; Kattegat (1001, 409, 413, 425), Øresund (431), Storebælt (939), Østersøen (444) og Fehmern Bælt (952). For de fleste af disse stationer forefindes i produktionsperioden månedlige fytoplanktondata tilbage til 1980. Resultaterne som præsenteres her bygger på 64 fytoplanktonprøver fra august/september, med tilhørende komplette sæt af støtteparametre (fysiske/kemiske data, tabel 5.4). Fytoplanktonsamfundene er analyseret i forhold til prøvetagnings-tidspunktets miljøparametre (alle 8 stationer) og i forhold til vinterkoncentrationerne (januar/februar) samme år (kun Kattegat).

Analyserne omfatter biomasserne ($\mu\text{g C/l}$) af 40 autotrofe taxa som alle forekommer i mere end 10% af prøverne. Dette niveau er generelt accepteret i denne type multivariate analyser (Williams et al. 1993). Heraf er 23 repræsenteret som art og 17 taxa er samlet i større grupper for at sikre et rimeligt ensartet bestemmelsesniveau i tids-serien.

Datatransformation

Fytoplanktondata er 4. ruds transformeret før nonparametriske analyser (PRIMER), og $\log(N+1)$ transformeret før parametriske ordinationsanalyser (CANOCO). Datatransformationen foretages for at udligne meget store forskelle i abundans/biomasse arterne imellem, således at enkelte dominerende arter/grupper vægtes mindre i analyserne. I alle nonparametriske analyser er det anvendte similaritetsmål Bray-Curtis similaritetsindekset (Bray & Curtis, 1957).

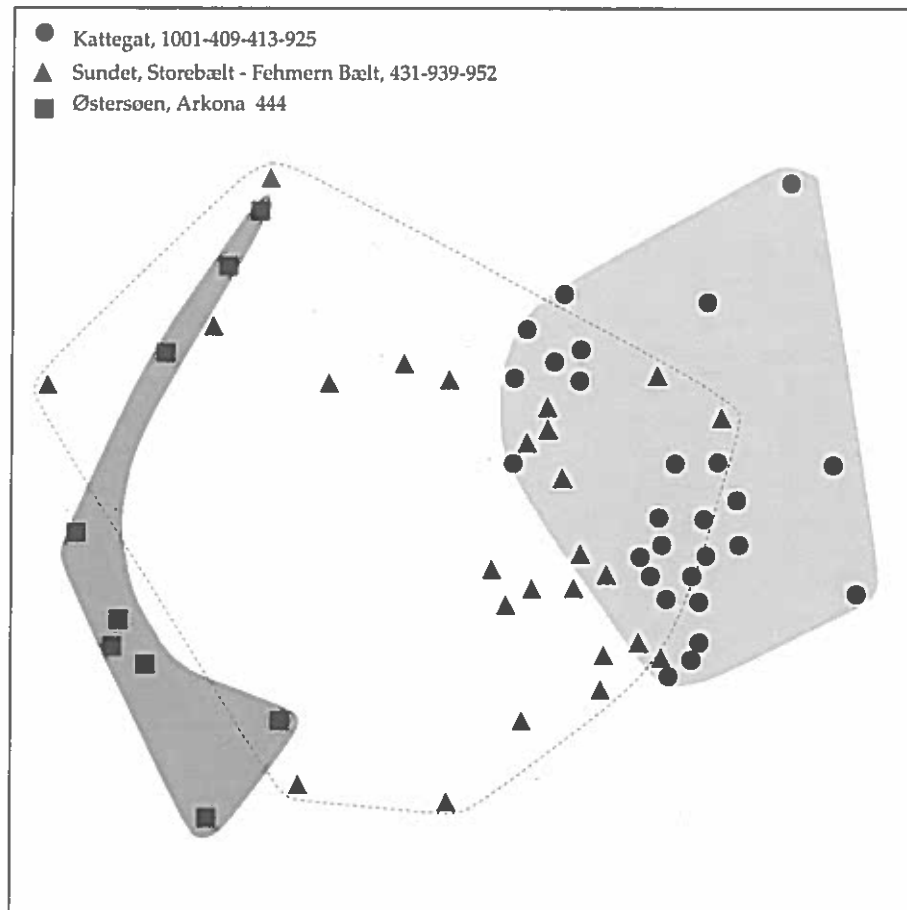
MDS, stationer

Resultater

Figur 5.15 viser det 2 dimensionale resultatet af en MDS-ordination for de 8 stationer. Ordinationen er underlagt en høj stress-værdi 0,19, hvilket fortolkes som "stadig anvendelig - men.." (Plymouth Marine Lab, 1994). Ved en envejs ANOSIM-test kan det testes, om afstanden mellem grupper er større eller mindre end afstanden inden for grupperne. Resultatet af en sådan test er listet i tabel 5.5, og det ses, at kun station 444 (Arkona) har en meget signifikant anderledes fytoplanktonsammensætning end de øvrige farvandsområder. Sundet og bælteerne viser tilfælde af signifikant forskel fra Kattegatstationerne 413 og 1001. I figur 5.15 er stationerne inddelt i tre kategorier efter ANOSIM-testet, og separationen af Østersø- og Kattegat stationerne tydeliggøres. Sundet og Bælternes placering i diagrammet er mere centreret og varierer med samfundstyper som har ligheder med både Østersøen og Kattegat.

Tabel 5.4. Gennemsnits-, minimum- og maksimum værdier for miljøvariable i MDS-analysen (august/september 1080-93). Salinitet (psu), nitrat, nitrit, ammonium, fosfat, totalfosfor og silikat (μ mol/l). WDAG, WDF, WDDF og WDDDF er udtryk for vindenergi hhv. på dagen, dagen før, middel af dagen og 2 dage før. SPRINGL er salinitetsforskellen (psu) mellem 0 og 10 meter. Variablenes korrelationskoefficient fra MDS-analysen er angivet.

STATION	SALI	NO3	NO2	NH3	PO4	TP	SIO	WDAG	WDF	WDDF	WDDDF	AFSTR.	SPRINGL.
1001	27,66	0,05	0,01	0,04	0,07	0,40	0,35	1319	2317	1818	1887	7786	1,30
	23,63	0,02	0,00	0,00	0,05	0,35	0,22	702	1338	1020	1151	7656	0,06
	30,61	0,10	0,02	0,11	0,08	0,42	0,43	2291	3093	2405	2624	8047	3,38
409	23,18	0,51	0,07	0,38	0,16	0,90	1,61	644	1222	933	1117	8479	1,56
	20,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,10	62	49	55	51	6080	0,14
	26,57	3,81	0,53	0,77	0,35	1,97	6,80	2291	4412	2405	3178	10623	5,20
413	21,98	0,24	0,07	0,33	0,07	0,84	1,53	1437	1427	1432	1448	8593	1,23
	19,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	0,03	49	42	45	89	6080	0,00
	25,19	1,74	0,35	0,80	0,32	2,28	4,38	4412	5006	4709	4134	10623	5,49
425	19,75	0,07	0,01	0,37	0,07	0,65	1,16	731	740	735	981	7791	1,26
	15,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,00	33	115	88	65	6080	-0,01
	23,14	0,18	0,04	0,99	0,16	1,16	4,85	4645	2291	3468	3152	9862	4,84
431	13,40	0,28	0,09	1,13	0,28	1,44	7,57	1590	1109	1350	1199	8843	1,46
	8,17	0,05	0,00	0,00	0,00	0,55	1,01	49	42	45	89	6080	-0,03
	20,00	0,62	0,29	1,90	0,78	4,29	13,67	5812	3816	3891	3207	11060	6,17
439	18,43	0,30	0,02	0,72	0,16	0,95	4,34	1039	704	871	1085	8211	1,81
	12,55	0,00	0,00	0,00	0,02	0,50	0,17	33	115	88	65	6080	0,48
	22,61	1,25	0,06	1,90	0,34	1,48	12,15	4645	2291	3468	3152	9862	5,20
444	8,13	0,09	0,02	0,38	0,11	0,73	9,34	913	1054	983	853	8413	0,13
	7,45	0,00	0,00	0,00	0,05	0,30	5,00	145	33	165	168	6080	0,00
	8,85	0,30	0,04	0,71	0,16	1,32	12,44	1853	4645	2499	2430	11060	0,59
952	14,57	0,04	0,01	0,38	0,13	1,01	5,79	766	989	877	821	7495	1,49
	11,64	0,00	0,00	0,00	0,06	0,57	0,11	145	33	165	168	6080	0,05
	17,47	0,10	0,03	0,68	0,25	1,79	11,00	1853	4645	2499	2430	8994	3,45
Korrelationskoefficient fra MDS-analysen (r)													
	0,420	< 0	0,094	0,067	< 0	< 0	0,342	< 0	< 0	< 0	< 0	0,187	< 0



Figur 5.15 MDS-ordination på 4. ruds-transformerede fytoplankton data fra august/september 1980-1993. Stationerne er markeret efter de tre grupper af farvandsområder, mellem hvilke der er signifikant forskel i artssammensætningen (tabel 5.5).

MDS, miljødata

I PRIMER-programpakken er det muligt at teste hvilke(n) variable der bedst kan korreleres til fytoplanktondata og MDS-ordinationen (Clarke & Ainsworth, 1993). Salinitet, silikat og årets totalafstrømning viser sig at være de variable, som både hver for sig (tabel 5.4) og i kombination (tabel 5.6) bedst forklarer den fundne variation. Der blev yderligere testet for nitrat, nitrit, ammonium, fosfat og totalfosfor, samt forskellige udtryk for vindenergi og springlagsdannelse. Ingen af de sidstnævnte variable viste nogen korrelation med MDS-plottet, hverken alene (tabel 5.4), eller i kombination med de øvrige variable. MDS-ordinationen er derfor kraftigst påvirket af den salinitetsgradient som kan erkendes langs (den horisontale) akse 1, silikat og afstrømning kan forklare en del af variationen, mens de øvrige parametre, på deres nuværende form, dårligt beskriver forskellene i fytoplanktonsammensætningen i august/september.

Table 5.5 Resultatet af en envejs ANOSIM-test, mellem de 8 stationer. Symbolerne ***, ** og * angiver signifikans på hhv. 0.1, 1 og 5 % niveau. ns = non-signifikant. Der er i hvert tilfælde kørt 5000 permutationer.

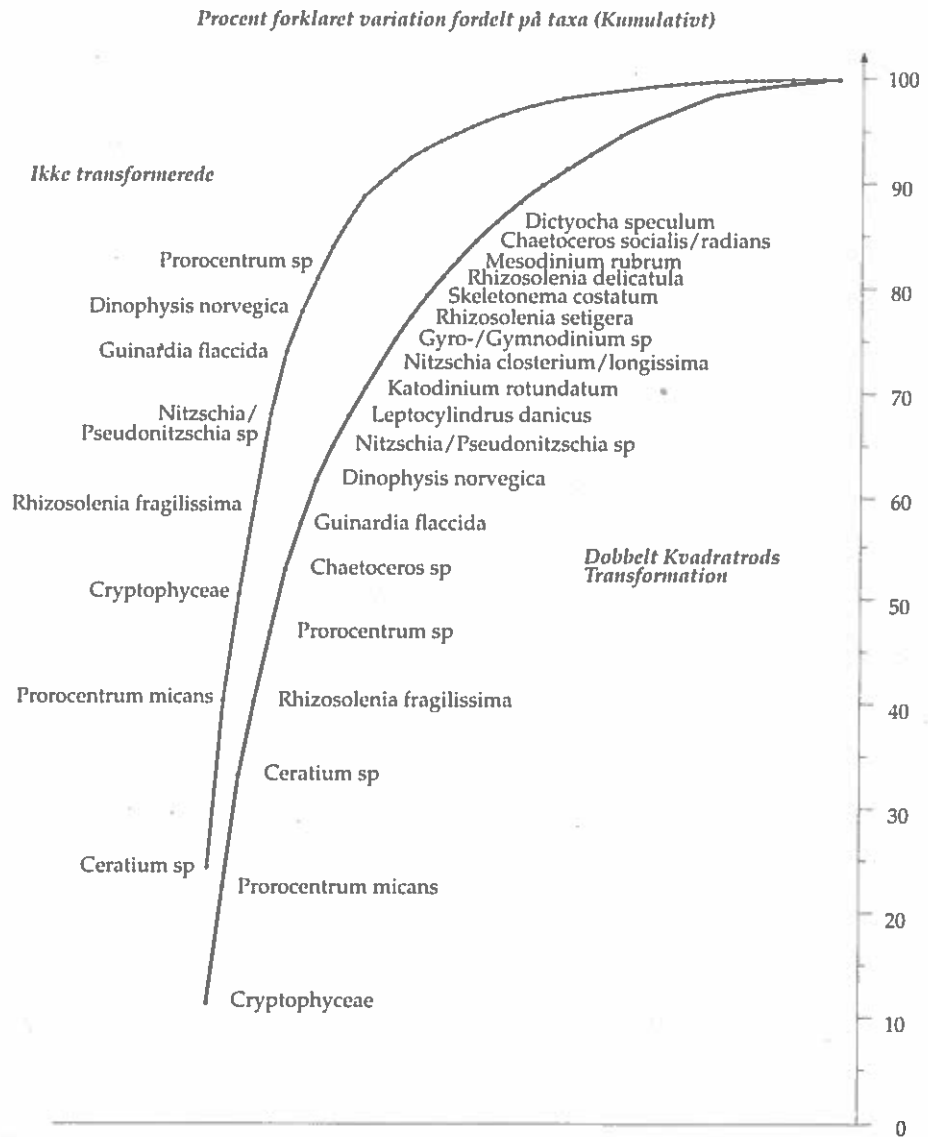
			2	3	4	5	6	7	8
1	Kattegat	(1001)	ns	ns	ns	ns	ns	**	*
2	Kattegat	(409)		ns	ns	ns	ns	***	ns
3	Kattegat	(413)			ns	***	*	***	**
4	Kattegat	(425)				ns	ns	***	ns
5	Øresund	(431)					ns	***	ns
6	Storebælt	(439)						***	ns
7	Østersøen	(444)							***
8	Fehmern	(952)							
	Bælt								

Table 5.6 Udvalgte kombinationer af miljøparametre som bedst beskriver MDS-plottet. Salinitet (Sal), Silikat (SiO), total afstrømning (TA) og fosfat (PO4).

1	Sal (0,42)	SiO (0,34)	TA (0,18)	PO4 (-0,04)
2	Sal,SiO (0,42)	Sal,TA (0,46)	SiO,TA (0,40)	
3	Sal,SiO,TA (0,50)	Sal,PO4,TA (0,44)	Sal,PO4,SiO (0,43)	

MDS, taxa

Bray-Curtis similaritetsindekset er følsomt for store biomasseforskelle mellem taxa. En art/gruppe kan derfor have stor indflydelse på similariteten og ordinationen enten p.g.a. en meget specifik fordeling eller p.g.a. en generelt meget høj biomasse. Figur 5.16 viser de enkelte taxas procentvise bidrag til den fundne similaritet mellem samtlige stationer før og efter 4. rods transformation. Ved at transformere mindskes betydningen af taxa med meget stor biomasse, og betydningen af arternes fordeling forøges. Således ses det, at 80% af variationen mellem samtlige stationer kan tilskrives 16 taxa efter transformation, mod kun 8 taxa ved ikke-transformerede data. Det er dog stadig taxa med meget høj biomasse som vægter resultatet. Dette problem kan kun løses ved ekstrem transformation, som tilstede/ikke tilstede (1/0). I figur 5.17 ses fordelingen af de fem taxa, som har størst betydning for similariteten mellem de tre hovedområder, når disse testes mod hinanden. Bidraget fra gruppen Cryptophyceae bliver mindre, mens blågrønalgen *Aphanizomenon flos-aquae* får større betydning.



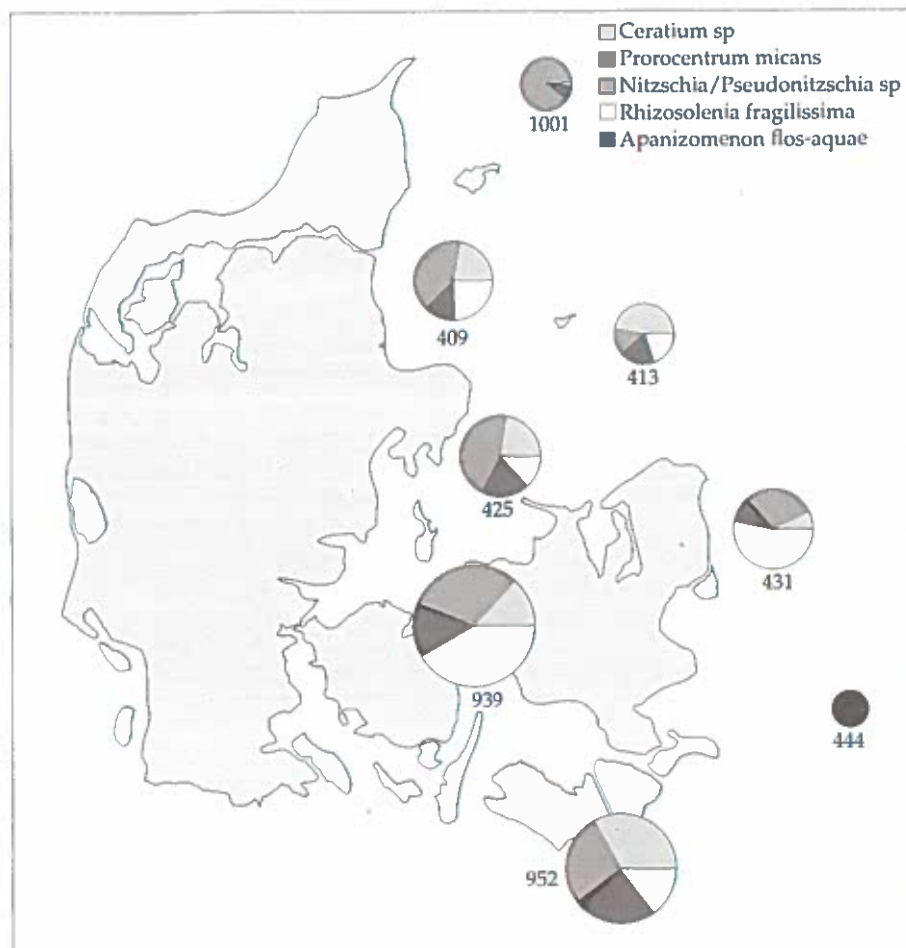
Figur 5.16 De enkelte arters bidrag (%) til similariteten mellem samtlige stationer i MDS-analysen, ved hhv. transformeret (4. rod) og ikke transformeret datamateriale.

Cluster-analyse

- Ved cluster-analyse over arternes fordeling (figur 5.18) er det muligt at udpege grupper af taxa med mere eller mindre ensartet fordeling. Gruppe A består af typiske fersk- og brakvandsarter (fra Arkona), mens den store gruppe B er taxa der hyppigt er repræsenteret i Kattegat.

DCA-analyser

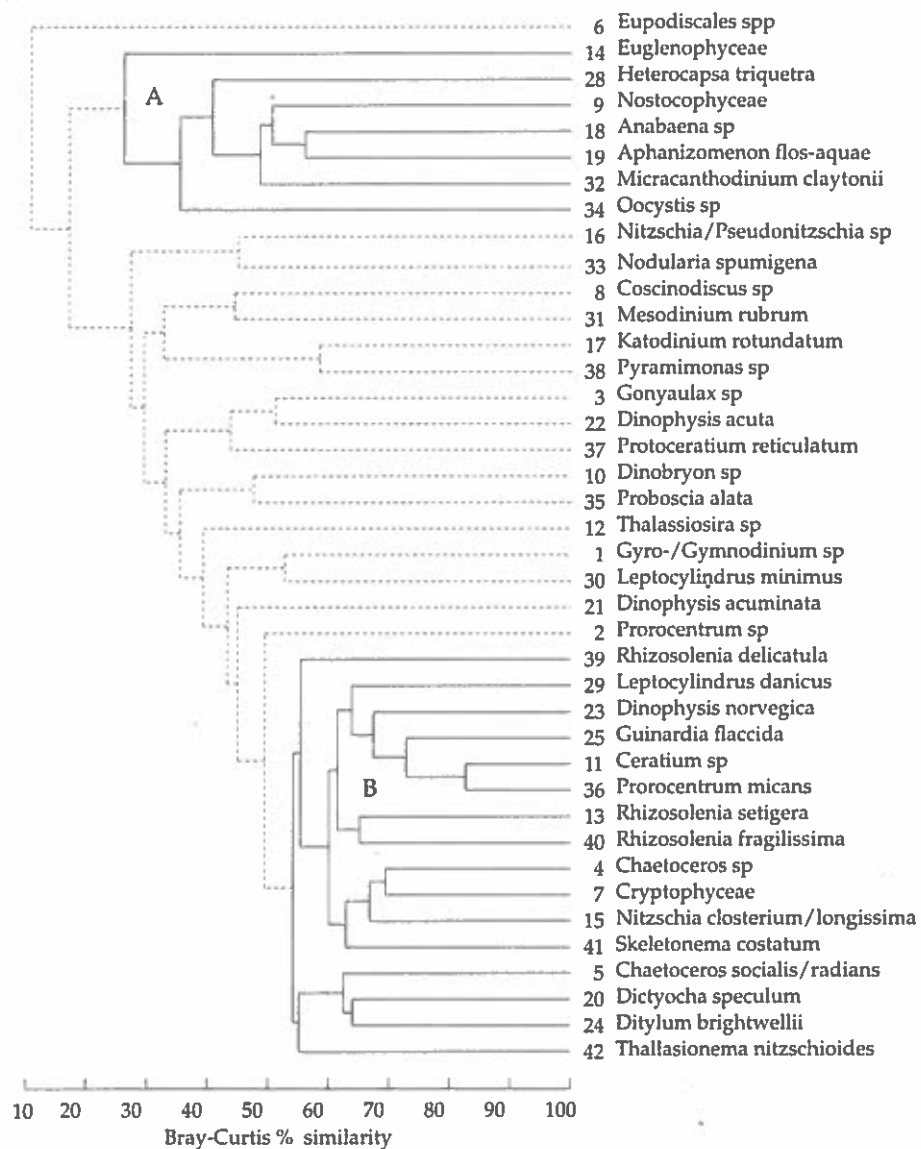
Samme datasæt er blevet behandlet i en DCA-analyse, som bygger på (og forudsætter) unimodal (klokkeformet) biomasse-respons langs de arbitrære ordinationsakser. Analysetypen har en svaghed ved at denne forudsætning kun sjældent er opfyldt, men resultaterne kan alligevel være meget informative (ter Braak 1992). En af fordelene ved de parametriske metoder er en samtidig ordination af taxa og stationer (ter Braak & Prentice 1988). I DCA-ordinationen figur 5.19 genfindes det samme mønster som i MDS-plottet med en tydelig opdeling mellem Arkona og Kattegat med sundet/bælterne som intermediære vande.



Figur 5.17 Fordelingen af de fem taxa som har størst betydning for similariteten mellem de tre hovedområder. Cirklernes areal er skaleret i forhold til biomassen.

I DCA-plottet er det muligt at genfinde taxa-cluster-grupperne fra de tidligere analyser, dog med en mindre markant opdeling. Hvis analysens forudsætninger er opfyldt, dvs. at arterne udviser en klokkeformet biomassefordeling langs akserne, vil en arts placering i diagrammet være udtryk for dens vægtede gennemsnitsværdi i forhold til den pågældende akse. Som i MDS ordinationen (figur 5.15) synes der at være en tydelig salinitetsgradient langs akse 1. Ved at beregne arternes salinitets-vægtede gennemsnitsbiomasse opnås et groft estimat af "optimum-salinitetsværdien" for den pågældende art. Der findes en god sammenhæng mellem denne værdi og arternes akse-1 værdi ($r^2 = 0,81$), og en salinitetsgradient kan således interpoleres i diagrammet.

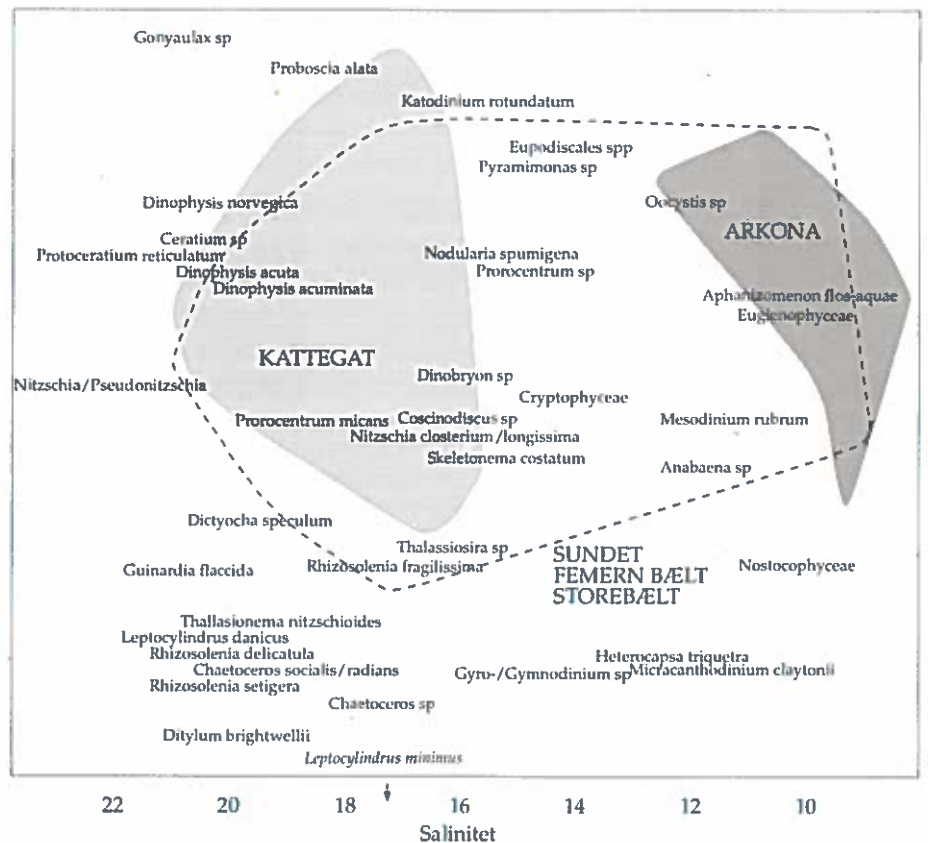
I figur 5.20 er DCA-ordinationens akse-1 værdier plottet i forhold til saliniteten for de enkelte prøver. For begge analyser findes en tydelig sammenhæng og MDS-ordinationen synes at give en bedre separation, specielt ved de intermediære salinitetsgrader, end DCA-ordinationen. Det er således muligt, at benytte disse analysemetoder som model- og kalibreringsværktøjer til at estimere en ukendt værdi af en variabel (her salinitet) for en fytoplanktonprøve, på grundlag af dens similaritet med andre (kendte) prøver, eller at teste prøver for at være "outliers" og vurdere hvorfor de evt. afviger fra det forventede.



Figur 5.18. Dendrogram over Bray-Curtis similariteten i fordelingen af taxa fra de 8 stationer.

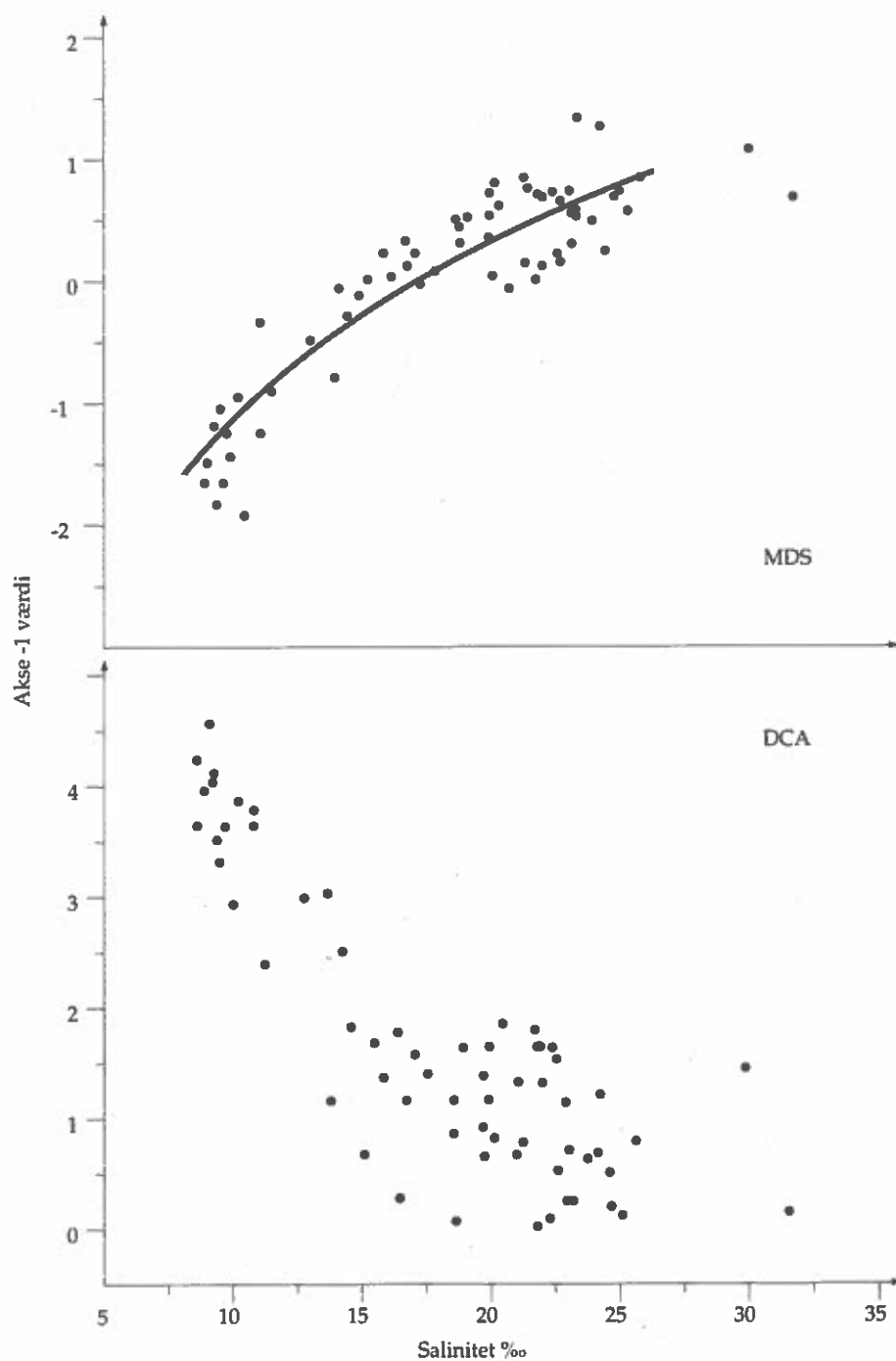
CCA-analyser

CCA-analysen svarer til en (D)CA-analyse som er knyttet til miljøparametre. I CANOCO er det muligt trinvist at udvælge (tilføje) de variable som kumulativt bedst forklarer fytoplanktondata, og derefter tvinge ordinationen i forhold til et minimalt sæt af miljødata. Resultatet af en sådan CCA-analyse er vist i figur 5.21. Ordinationen bygger på et udsnit af data fra de ovennævnte analyser og er reduceret til 26 fytoplanktonprøver fra de fire Kattegatstationer for at minimere effekten af geografiske forskelle. Det blev vist (tabel 5.5), at der ikke var signifikant forskel i artssammensætningen mellem de 4 Kattegatstationer, og prøverne bliver derfor her betraget som replikater. Data er analyseret i forhold til salinitet, vinterkoncentrationer af næringssalte og årstal (1982-1993).



Figur 5.19 DCA-ordination af taxa og stationer. De tre hovedområder er markeret som i figur 5.15.

Tidsfaktoren (år) er fint korreleret til akse 1 ($r = -0,89$) og er derfor den variabel som bedst forklarer variationen i fytoplanktondata. Saliniteten er korreleret til akse 2 ($r = -0,62$). Kvælstof og silikat er samkorreleret ($r = 0,76$) og begge negativt korreleret til tiden ($r = -0,39$ og $r = -0,48$ hhv), hvilket stemmer med et fald i N- og Si-koncentrationerne i perioden 1982-93 (se figur 4.9 og 4.10). Da analysen bygger på samme princip som DCA-analysen (weighted average regression/calibration), kan arternes tilnærmede "optimum-værdi" projiceres direkte på gradienterne (pilene). Eksempelvis ses Nostocophyceae og *Anabaena* sp. at ligge øverst til højre i diagrammet, tilbage i tidsperioden, ved lav salinitet og ved højt kvælstofniveau. Det kan derfor konkluderes, at artssammensætningen i Kattegat-fytoplanktonprøverne (august/september) er ændret siden 1982, og at forandringerne i ringe grad kan tilskrives et svagt fald i N- og Si-koncentrationerne.



Figur 5.21. CCA-ordination af 26 fytoplanktonprøver fra de 4 Kattegatstationer (august/september 1982-1993).

Diskussion af multivariate analyser

Generelt er det problematisk at sammenholde et samfund med kort generationstid og høj dynamik med et bestemt sæt af støtteparametre af måske endnu mere fluktuerende og dynamisk karakter. På grund af den naturlige og markante årstidsvariation i fytoplanktonsamfundene og programpakkerens begrænsede data-kapacitet, har det været nødvendigt at udvælge bestemte tidspunkter på vækstsæsonen for at kunne sammenligne prøver årene imellem. Månederne august/september er valgt ud fra den antagelse, at variationerne i fysiske/kemiske variable på denne tid af året kan variere over et større "range" end f.eks midt på sommeren. Samtidig gælder det om at undgå forårs- og efterårsopblomstringerne, da disse er meget

følsomme for hvor tæt på maksimaet prøvetagningen finder sted. Tilstedeværelsen af blågrønner på det valgte tidspunkt får stor indflydelse på placeringen af Østersø-stationer i ordinationen (figur 5.17), men blågrønnerne er ikke blandt de taxa som vægter mest i de grundlæggende similariteter (figur 5.16). Analyserne har heri en svaghed, fordi taxa med høj abundans kan vægte betydeligt i analysen uden dog at være specielt økologisk interessante (Cryptophyceae, *Ceratium* sp.). Næringssaltene (N, P og Si) har dårligt kunnet forklare de fundne variationer og similariteter. Den manglende respons på næringssaltene skyldes sandsynligvis kvælstofkoncentrationens begrænsende effekt (og lave værdi) gennem det meste af vækstsæsonen, og de bedste resultater findes derfor ved at analysere i forhold til vinterkoncentrationer. Analyserne fra Kattegat viser, at der er en ændring af fytoplanktonsamfundene gennem tiden. En markant tidlig ændring i saliniteten kan udelukkes, og da næringssaltene kun dårligt forklarer fytoplanktondata, må forklaringen søges andetsteds. En vigtig parameter er den menneskelige (subjektive) faktor i tælle- og bestemmelsesprocessen, som må betragtes som uundgåelig i lange tidsserier. På trods af en solid "homo-genisering" af databasen, bl.a. gennem fjernelse af synonymer og justering til lavere taxonomiske niveauer/grupper, er analyserne stadig meget følsomme for denne type tidlige variationer i data-materialet. Problemet virker væsentligt og bør analyseres/testes mere omhyggeligt.

Sammenfatning

Sammenfattende har resultaterne fra de foreløbige analyser vist, at der er en god overensstemmelse mellem de afprøvede multivariate metoder. Det er vist, at den meget konservative salinitetsparameter med stor pålidelighed kan afspejles gennem fytoplanktonsamfundene i august-september. Tilgængæld er det svært at sammenholde de meget dynamiske samfund med punktmålinger af andre fysisk-/kemiske variable. Der er tilsyneladende sket en ændring af samfundsstrukturen gennem tiden. Variationen bør ikke tillægges nogen økologisk forklaring før datamaterialet er nærmere analyseret og testet for tidlig ensartethed i bestemmelsesproces og procedurer.



Figur 5.21 CCA-ordination af 26 fytoplanktonprøver fra de 4 Kattegat-stationer (august/september 1982-1993).

5.5 Masseforekomster

Indledning

Masseopblomstringer af såvel giftige som ugiftige arter af planktonalger er et naturligt fænomen der har fundet sted langt tilbage i tiden. I løbet af firserne er der imidlertid sket en stigning i antallet af observerede masseforekomster i danske farvande i forhold til 1960'erne og 1970'erne. Sammenfaldende hermed har vinterkoncentrationerne af kvælstof i de danske farvande været højere i 1980'erne end i de foregående to årtier p.g.a. en større afstrømning fra land (Kronvang et al., 1993).

En tilsvarende øget hyppighed af masseopblomstringer er set mange andre steder i verden, og er i flere tilfælde vist at være sammenfaldende med en øget næringssaltbelastning til de pågældende vandområder (Smayda, 1990). En medvirkende årsag til det stigende antal observerede masseforekomster er sandsynligvis også, at man er blevet mere opmærksom på problemet, hvorved en større del af sådanne forekomster bliver registreret.

Masseopblomstringer finder ofte sted efter perioder med store næringssalttilførsler enten fra land eller fra bundvandet/sedimentet. Algerne kan yderligere koncentrerer som følge af vind- og strømforhold. Når to forskellige vandmasser mødes, dannes en front hvor planktonalgerne rent fysisk kan opkoncentrerer. Endvidere vil forholdene i sådanne frontområder være særligt gunstige for yderligere algeproduktion, da der sker en konstant tilførsel af nye næringssalte (Olrik, 1993). Nogle masseforekomster har stor geografisk udbredelse, mens andre er lokale og begrænset til mindre områder. *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* opblomstringen i 1992 og *Chrysochromulina* opblomstringerne i 1988 og 1992 er eksempler på opblomstringer med stor geografisk udstrækning i danske farvande (se senere). Lokale opblomstringer finder ofte sted i næringsrige fjorde, og udgøres typisk af arter som *Mesodinium rubrum*, *Eutreptiella spp.* og små furealger.

Definition af masseopblomstringer

Ved masseforekomst forstås i almindelighed opblomstringer af én eller få nærtbeslægtede arter, der optræder i usædvanligt høje koncentrationer, og f.eks. giver anledning til misfarvning af vandet eller forårsager fiskedød. Masseforekomster kan udgøres af såvel giftige som ugiftige arter. I forbindelse med denne temarapportering er det vedtaget at knytte en kvantitativ definition til begrebet, og masseforekomst er i denne sammenhæng defineret som forekomster over 200 µg C/l eller 8 µg chl-a/l. Denne grænse vil dog ikke være hensigtsmæssig for alle vandområder, og det kan således være nødvendigt, at vælge andre værdier afhængig af det enkelte områdes baggrunds/normaltilstand.

Masseopblomstringerne udgøres af mange forskellige arter, hvoraf de fleste findes indenfor furealgerne og kiselalgerne. Ud af de 42 arter/slægter der er fundet i masseforekomst i danske farvande (tabel 5.7) findes 16 indenfor kiselalgerne og 14 indenfor furealgerne.

Tabel 5.7 Arter registreret i masseforekomst i danske farvande.

Art	Lokaliteter	Årstid
<i>Cyanophyceae - blågrønalger</i>		
<i>Ceolomoron/Woronichinia/Gamphosphaeria</i>	Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Østersøen	maj-juli
<i>Lyngbya sp.</i>	Stege Bugt	juli
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Nissum Fjord	august-september
<i>Nodularia spumigena</i>	Århus Bugt, Limfjorden, Lillebælt, Fakse Bugt, Hjelmsund, Øresund	juli-august
<i>Dinophyceae - furealger</i>		
<i>Alexandrium anguste-tabulatum</i>	Korsør Nor	juni
<i>Ceratium furca</i>	Nordsøen, Vadehavet	juli-august
<i>Ceratium lineatum</i>	Kattegat, Lillebælt, bugter og fjorde	oktober-november
<i>Ceratium tripos</i>	Kattegat, Lillebælt, Øresund, Østersøen, bugter og fjorde	August-november
<i>Dinophysis acuminata</i>	Limfjorden	juni
<i>Gyrodinium aureolum</i>	Nordsøen, Skagerrak, Limfjorden, Kattegat, Øresund	juli-november
<i>Gyrodinium galathzanum</i>	Nordsøen	september
<i>Gyrodinium sanguinum</i>	Limfjorden, Roskilde Fjord, Isefjorden	juli-november
<i>Heterocapsa triquetra</i>	Østjyske fjorde	maj-juli
<i>Katodinium rotundatum</i>	Mariager Fjord, Vejle Fjord, Roskilde Fjord	april-juni
<i>Lepidodinium veride</i>	Nordsøen, Limfjorden	oktober
<i>Noctiluca scintillans</i>	Nordsøen, Limfjorden	juni-august
<i>Prorocentrum micans</i>	Flensborg Fjord, Vejle Fjord, Korsør Nor	august
<i>Prorocentrum minimum</i>	Limfjorden, Østjyske fjorde, Øresund, Isefjord Karrebaksmunde Bugt, Skelshor Nor, Køge Bugt	juli-september
<i>Prymnestophyceae - stilkalger</i>		
<i>Chrysochromulina spp.</i>	Skagerrak, Kattegat, Bælthavet, Øresund	maj-juni
<i>Phaeocystis pouchetii</i>	Nordsøen, Vadehavet, Skagerrak, Kattegat	april-maj
<i>Prymnesium parvum</i>	Lavsaltine nor og søer	april-september
<i>Dictyochophyceae - silicoflagellater</i>		
<i>Dictyocha speculum</i>	Kattegat, Bælthavet, Østjyske fjorde	maj
<i>Diatomophyceae - kiselalger</i>		
<i>Cerataulina pelagica</i>	Kattegat, Bælthavet, Isefjord, Vejle Fjord	juni-oktober
<i>Chaetoceros socialis/radians</i>	Mariager Fjord, Vejle Fjord	juni
<i>Chaetoceros diadema</i>	Århus Bugt	marts
<i>Chaetoceros spp.</i>	Vejle Fjord, Flensborg Fjord	marts-maj
<i>Coscinodiscus spp.</i>	Skagerrak, Kattegat, Lillebælt, Roskilde Fjord	marts-august
<i>Detonula confervacea</i>	Kattegat	marts
<i>Guinardia flaccida</i>	Kattegat, Århus Bugt, Lillebælt	juli-november
<i>Leptocylindrus danicus</i>	Lillebælt, Flensborg Fjord	august
<i>Plagiogramma brockmanni</i>	Nordsøen	april
<i>Pseudonitzschia pseudodelicatissima</i>		august-oktober
<i>Pseudonitzschia seriata-grp.</i>	Kattegat, Bælthavet, Øresund, bugter og fjorde	maj
<i>Rhizosolenia fragilissima</i>	Kolding Fjord	maj-oktober
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	Bælthavet, bugter og fjorde	juli-oktober
<i>Skeletonema costatum</i>	Vadehavet	februar-oktober
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Kattegat, Bælthavet, bugter, fjorde og nor	juni-juli
<i>Thalassiosira spp.</i>	Mariager Fjord	februar-november
<i>Euglenophyceae - øjcalger</i>	Nordsøen, Vadehavet, Kattegat, Århus Bugt, Mariager Fjord, Vejle Fjord	
<i>Eutreptiella eupharyngea</i>	Vejle Fjord	marts-april
<i>Eutreptiella gymnastica</i>	Høvring Bugt	juni
<i>Eutreptiella spp.</i>	Vadehavet, Bælthavet, bugter, fjorde og nor	marts-juni
<i>Klorofyholdige cilier</i>		
<i>Mesodinium rubrum</i>	bugter og fjorde	april-november

Effekter

I forbindelse med masseopblomstringer af alger registreres ofte negative effekter. Dette kan være fordi masseopblomstringen udgøres af en giftig art, som f.eks. slår fisk og bunddyr ihjel, eller fordi algerne er til gene for badelivet ved kysterne. Masseforkomster kan, hvadenten de udgøres af en enkelt art eller af flere arter sammen, medføre omfattende iltsvind med fiske- og bunddyrsdød til følge. Det er navnlig i perioder med varmt og stille vejr, hvor der ikke sker nogen opblanding af vandmasserne, at iltsvind kan opstå i forbindelse med omsætning af sedimenteret plankton fra opblomstringerne.

Forårsopblomstringer

Forårsopblomstringen af kiselalger har ofte karakter af masseopblomstring, hvor en enkelt art kan være helt dominerende og opnå meget høje biomasser. Forårsopblomstringen starter på et tidspunkt, hvor næringssaltkoncentrationerne er høje, idet der i perioden forinden har været en stor afstrømning af næringssalte fra land, og vandmasserne har været opblandede, således at næringssalte fra bunden er tilført de øvrige vandlag. Forårsopblomstringer af kiselalger er som sådan et naturligt forekommende fænomen, men ved store vinter/forårstilførsler af næringssalte fra land kan biomassen af kiselalger i forårsperioden blive særligt store. I Limfjorden var der store vinter- og forårsafstrømninger i perioden 1985-1988, hvilket gav markante forårsopblomstringer af kiselalger, mens der i år med mindre afstrømning blev registreret mindre kiselalgeopblomstringer. De vigtigste kiselalger i forbindelse med forårsopblomstringen er *Skeletonema costatum* samt arter indenfor slægterne *Chaetoceros*, *Thalassiosira* og *Coscinodiscus*. Endvidere har *Detonula confervacea* stor kvantitativ betydning i det åbne Kattegat, hvor den flere gange i løbet af 1980'erne er observeret i masseforekomst ($>200 \mu\text{g C/l}$) i forbindelse med forårsopblomstringen. De højeste koncentrationer blev registreret i marts 1984, hvor *Detonula confervacea* blev fundet med biomasser på over $400 \mu\text{g C/l}$ i Ålborg Bugt (st.409), ved Anholdt (st.413) og Gniben (st.925) i det åbne Kattegat. *Detonula confervacea* kan også forekomme med meget høje biomasser i Limfjorden i forbindelse med forårsopblomstringen, og i april 1988 blev denne art registreret med $2.000 \mu\text{g C/l}$ i Skive Fjord.

Forsommeropblomstringer

Forårsopblomstringen af kiselalger efterfølges i reglen af en forsommeropblomstring af små flagellater eller af den klorofylholdige ciliat *Mesodinium rubrum*. Disse er ikke som kiselalgerne afhængige af opløst kisel, og kan udnytte de næringssalte, kiselalgerne ikke når at bruge, før deres vækst bliver begrænset af mangel på kisel. Masseforekomster af potentielt giftige arter indenfor slægten *Chrysochromulina* finder således altid sted i april-juni. I år med stor afstrømning fra land i forårsperioden, kan disse opblomstringer blive særligt store. Som eksempel kan nævnes *Chrysochromulina* opblomstringen i april-maj 1992, der fulgte umiddelbart efter usædvanligt store næringssalttilførsler i marts-april (se figur 5.12).

I næringsrige fjordområder som f.eks. de Østjyske fjorde ses ofte lokale masseopblomstringer af slægten *Eutreptiella*, *Mesodinium rubrum* samt små furealger i forsommeren. *Phaeocystis pouchetii* danner på samme tidspunkt masseforekomst i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat, hvor den navnlig langs den jyske vestkyst kan opnå

meget høje biomasser. I løbet af de sidste 20 år er disse opblomstringer af *Phaeocystis pouchetii* tiltaget betydeligt i Nordsøen, hvilket tilskrives den øgede næringssalttilførsel fra de nordeuropæiske floder (Richardson, 1991).

Sommeropblomstringer

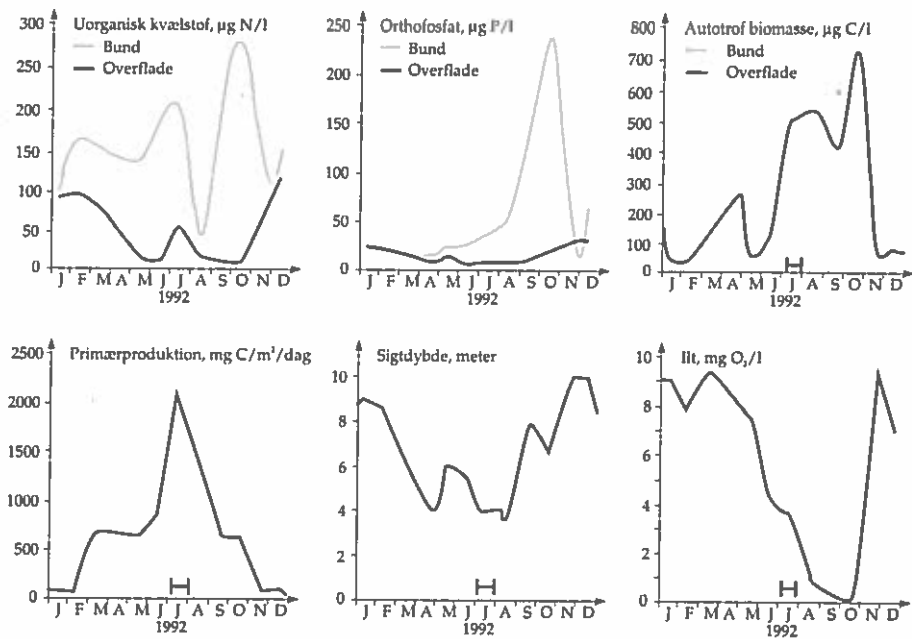
I de kystnære farvande ses ofte masseopblomstringer om sommeren af store kiselalger, navnlig *Rhizosolenia fragilissima*. I Århus Bugt blev denne art i juni 1991 registreret i et antal på 7 millioner celler pr. liter svarende til 1.100 µg C/l. *Rhizosolenia fragilissima* er desuden flere år fundet med biomasser på 250-700 µg C/l i perioden juni-juli i Hevring Bugt, Lillebælt og Storebælt samt Vejle og Kolding Fjord, samt i Karrebæksminde Bugt i august 1993. Disse opblomstringer følger ofte efter perioder med tilførsler af næringsalte fra bundvandet, og opblomstringernes størrelse har stor betydning for starten på sensommerens iltsvindperiode (se figur 5.22).

I meget næringsrige fjordområder ses ofte masseforekomster af *Skeletonema costatum* og *Prorocentrum minimum*, som på inderstationerne i Horsens, Vejle og Kolding Fjord hvor disse arter udgør en stor del af biomassen det meste af sommeren. På yderstationerne i disse fjorde udgøres en stor del af algebiomassen i sommerperioden ofte af større kiselalger som bl.a. *Rhizosolenia fragilissima*, *Proboscia alata*, *Leptocylindrus danicus* og *Guinardia flaccida*.

Skeletonema costatum har ligeledes dannet store sommeropblomstringer i Lillebælt, Limfjorden, Flensborg Fjord og Mariager Fjord. Specielt kan *Skeletonema costatum* danne meget store opblomstringer i Skive Fjord, hvor den hvert år i perioden 1986-1988 blev registreret med biomasser på over 2.000 µg C/l, højest i juni 1986 hvor den forekom med 5.500 µg C/l.

Mesodinium rubrum

Den autotrofe ciliat *Mesodinium rubrum* danner lokale opblomstringer i forårs- og sommerperioden, og kan i næringsrige fjorde nå meget høje koncentrationer. Både denne art og *Prorocentrum minimum* kan farve vandet kraftigt rødt. *Mesodinium rubrum* er også enkelt gang fundet i masseforekomst på station 444 i Arkona bassinet, hvor den i maj 1991 blev registreret med en biomasse på 300 µg C/l.



Figur 5.22 Næringssaltkoncentrationer, autotrof biomasse, primærproduktionsrater, sigt dybde og iltkoncentrationer i det sydlige Lillebælt i forbindelse med masseforekomsten *Rhizosolenia fragilissima* i juli 1992. "Strøg" angiver periode med opblomstring.

I lavvandede lukkede områder med lav salinitet som Ringkøbing og Nissum Fjord ses ofte masseopblomstringer af blågrønalger. I Ringkøbing Fjord er *Coelomoron pusillum*/*Woronichinia compacta* (tidligere *Gomphosphaeria*) altid helt dominerende, og når om sommeren meget høje biomasser. Således blev *Coelomoron pusillum*/*Woronichinia compacta* i juni 1992 registreret med en biomasse på ca. 8.000 µg C/l. Inderst i Nissum Fjord findes ligeledes høje biomasser af denne kolonidannede blågrønalg samt af *Microcystis aeruginosa* og *Aphanizomenon flos-aquae*.

Blågrønalger

I de kystnære farvande er det, indenfor blågrønalgerne, oftest den giftige *Nodularia spumigena* der danner masseforekomst. I sommeren 1992 var der masseforekomst af *Nodularia spumigena* i det sydlige Lillebælt, i Øresund udfør Amager Strand, i Hjelm og Faxe Bugt samt ved Stevns kyst. I de åbne farvande ses masseopblomstringer af blågrønalger primært i Østersøen. I Arkona bassinet (st. 444) er slægten *Gomphosphaeria* registreret i masseforekomst i august-september 1979 samt juli 1980. *Gomphosphaeria* er ligeledes fundet med biomasser over 200 µg C/l i det sydlige Kattegat (st. 925), Storebælt (st. 939) og Øresund (st. 431) i august 1980.

Ceratium

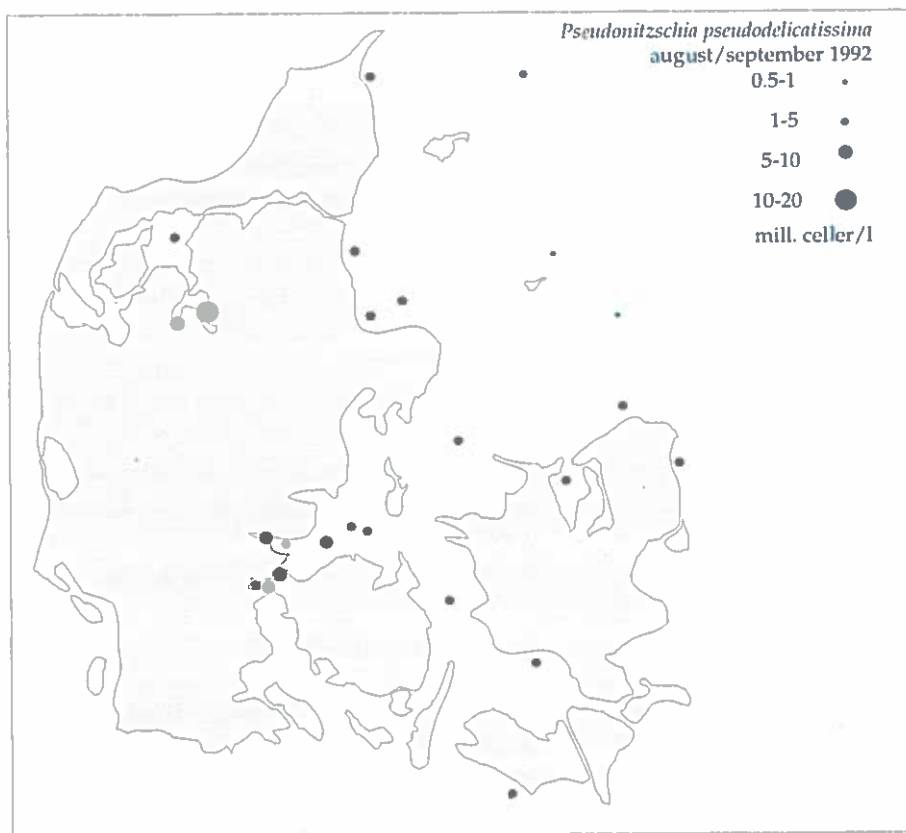
Sensommer og efterår

I sensommeren og om efteråret er det primært furealger, der danner masseforekomster. Det er oftest arter indenfor slægten *Ceratium* der forekommer med meget høje biomasser; så høje at de kan forårsage rødlig misfarvning af vandet. I den kystnære del af Nordsøen efterfølges sommerens kiselalgeforekomster ofte af masseopblomstringer af *Ceratium furca*, mens det i de indre farvande er *Ceratium tripos* og *Ceratium lineatum*, der dominerer. Efter stor tilførsel af næringsalte fra land i september-oktober 1993, blev der i Århus Bugt, Vejle Fjord og Lillebælt registreret usædvanligt store opblomstringer af disse *Ceratium* arter. I Århus Bugt og Lillebælt udgjorde

deres biomasse ca. 600 µg C/l, mens biomassen af *Ceratium tripos* og *Ceratium lineatum* i Vejle Inderfjord nåede op over 3.000 µg C/l. Der blev registreret et kraftigt lokalt iltsvind i Vejle Fjord i forbindelse med opblomstringen. *Ceratium* opblomstringen blev i Århus Bugt efterfulgt af en opblomstring af *Guinardia flaccida* der i november blev registreret med ca. 200 µg C/l. Sedimentationen af plankton under disse opblomstringer forårsagede iltsvind helt ind i november i Lillebælt og Århus Bugt. I Roskilde Fjord, Isefjorden og Limfjorden har der flere gange om efteråret været masseopblomstringer af *Gyrodinium sanguineum*.

Pseudonitzschia pseudodelicatissima
i 1992

I august-september 1992 var der i alle de indre danske farvande, på nær Østersøen, en stor opblomstring af *Pseudonitzschia pseudo* i 1992 *delicatissima* (figur 5.23). Den højst registrerede koncentration var på 17 mill. celler/l, og blev fundet i Limfjorden. Ved den jyske østkyst blev der registreret koncentrationer af *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* på ca. 8,5 mill. celler/l i Lillebælt og Kolding Yderfjord. I det sydlige Kattegat (st. 925) og Fehmern Bælt (st. 952) blev der fundet ca. 2 mill. celler/l, og i Storebælt (st. 939) samt Øresund (st.431) blev der registreret op til ca. 2,5 mill. celler/l. Laveste koncentrationer blev fundet i det nordlige Kattegat og i Østersøen. Tilførslen af næringssalte fra land var relativ lav i perioden forud for opblomstringen, men frigivelse af næringssalte fra sedimentet menes at have været af betydning, da der blev målt høje næringssaltkoncentrationer i bundvandet.



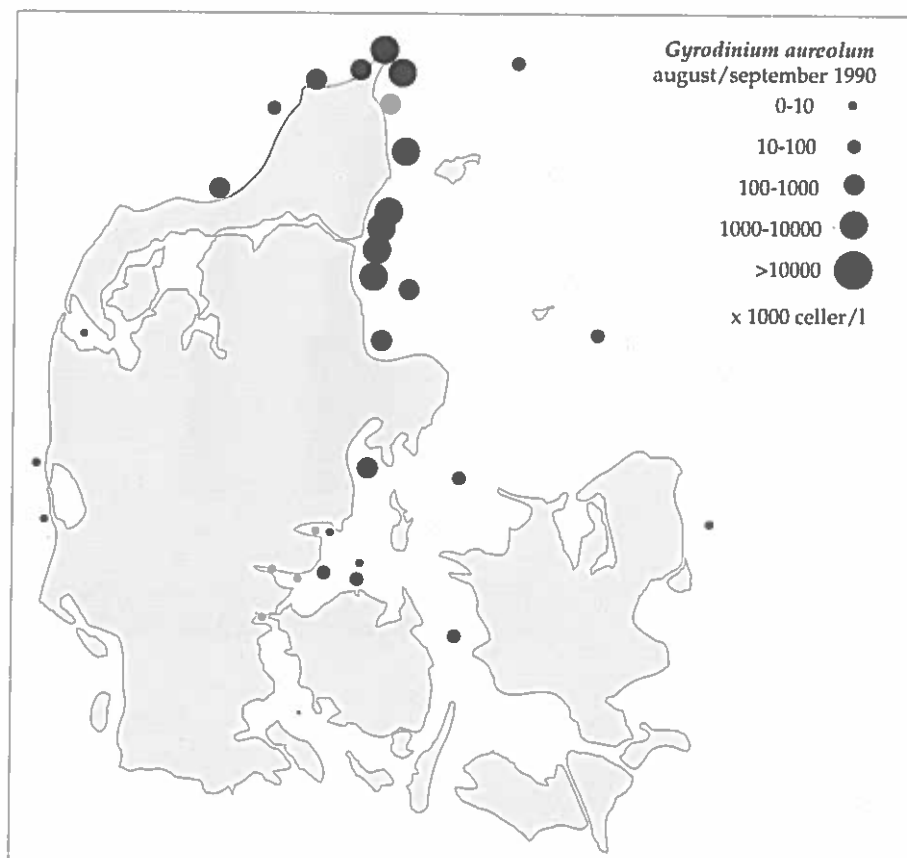
Figur 5.23 Udbredelse af *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* i august/september 1992.

I efterårsperioden har *Gyrodinium aureolum* flere gange dannet masseforekomster i Nordsøen, det nordlige Kattegat samt i Limfjoden. Sidst var i august/september 1990 (figur 5.24), hvor den medførte fiske- og bunddyrsdød ved Nordjyllands østkyst. Opblomstringer af *Gyrodinium aureolum* menes ofte at finde sted i frontområdet mellem Nordsøvand og Skagerrakvand, hvorfra algerne føres med strømmen ind til kysterne (Richardson & Kullenberg, 1987).

Høje planktonbiomasser udvikles ofte i springlaget, hvor der sker en tilførsel af næringsstoffer fra bundvandet, og samtidig er lys tilstede p.g.a. den ringe mængde plankton i den ovenliggende vandmasse. Flagellater som *Chrysochomulina* og *Gyrodinium aureolum* kan således findes i meget høje koncentrationer i et smalt bælte i springlagszonen. (Bjørnsen & Nielsen, 1992; Kaas *et al.*, 1991).

Tidslig udvikling

For at bedømme den tidslige udvikling i antallet af masseforekomster er der foretaget analyse af den procentvise andel af prøvetagningerne, hvor biomasserne overstiger hhv. 200 og 400 $\mu\text{g C/l}$ samt 8 og 16 $\mu\text{g chl-a/l}$. Da undersøgelsesperioden stadig er forholdsvis kort, er der de fleste steder ingen klar tendens til ændringer i antallet af masseforekomster. I Limfjorden ses dog et markant fald i hyppigheden af prøvetagninger med høje biomasser fra midten af firserne frem til 1993. Et tilsvarende mønster ses i Nissum Fjord (st. 21) for perioden 1989-1993 (figur 5.28). På grund af det generelt høje biomasseniveau i Nissum Fjord er analysen her suppleret med højere grænseværdier end de ovenfor nævnte. Endvidere ses i de indre dele af Roskilde fjord et fald i høje chl-a koncentrationer i perioden 1985-199



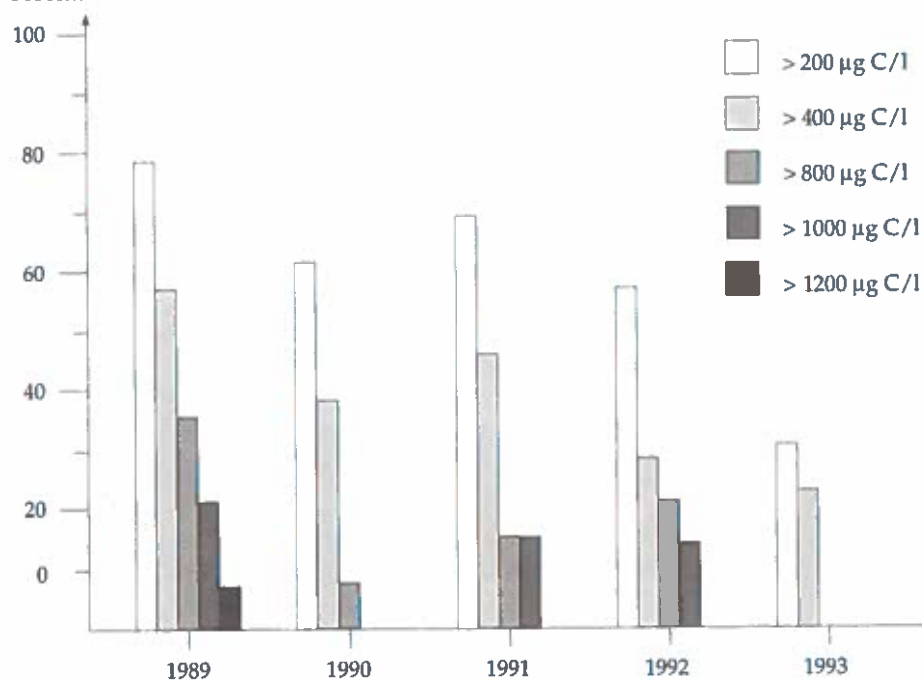
Figur 5.24 Udbredelse af *Gyrodinium aureolum* i august/september 1990.

Masseforekomster i Bøvling Fjord

Procentvis andel af prøvetagninger - μg kulstof pr. liter

Nissum Fjord st. 21

Procent

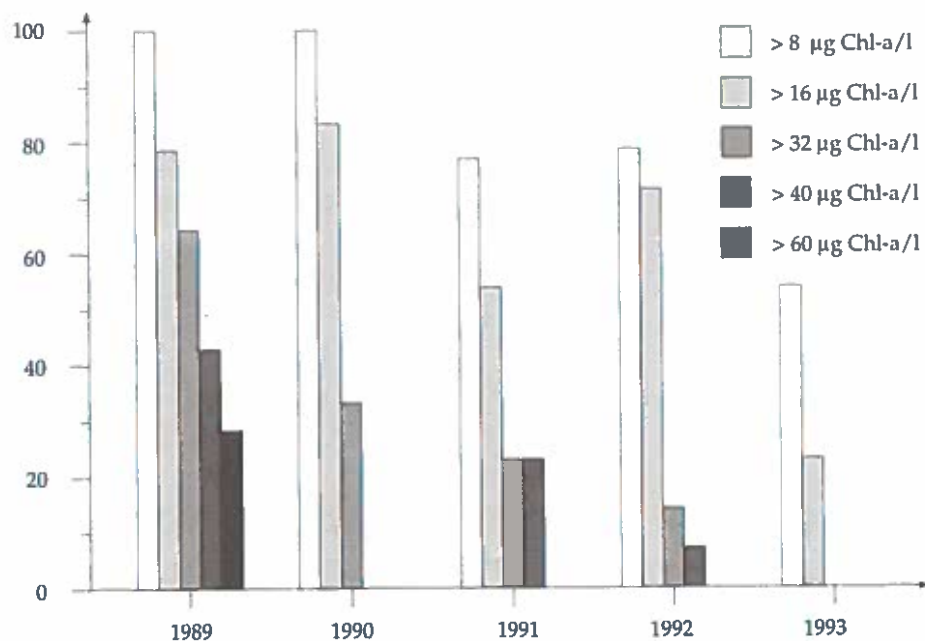


Masseforekomster i Bøvling Fjord

Procentvis andel af prøvetagninger - μg Chl-a pr. liter

Nissum Fjord st. 21

Procent



Figur 5.25 Den procentvise andel af prøvetagninger hvor biomassen overstiger de anførte niveauer i Bøvling Fjord (Nissum Fjord st. 21).

5.6 Giftige alger.

Indledning

I danske farvande findes giftige alger, der i masseforekomst kan medføre massedødsfald af fisk og bunddyr. Andre giftige alger kan være årsag til forgiftninger af mennesker og dyr, der spiser fisk eller bunddyr, hvor algerne giftstoffer er blevet opkoncentreret. Endvidere findes der blågrønalger, som i masseforekomst kan medføre forgiftning af dyr, som drikker af vandet.

Muslingefiskeri

I områder med erhvervsmæssigt fiskeri efter muslinger foregår der løbende overvågning af vandets indhold af giftige alger, samt kontrol af muslingernes indhold af giftstoffer. På baggrund af vejledende grænseværdier for koncentrationer af de enkelte arter, vurderer Fiskeriministeriets Industritilsyn, om der i et område skal indføres skærpet overvågning eller helt lukkes for muslingefiskeriet i en periode. Disse grænseværdier revideres hvert år på baggrund af erfaringerne med sammenhængen mellem giftindholdet i muslingerne og de enkelte arters forekomst.

Inden for samme art findes ofte både giftige og ugiftige stammer, og giftproduktionen kan variere afhængigt af algerne vækststadium samt de fysiske-kemiske forhold. For *Alexandrium* og *Chrysochromulina* er det f.eks. vist, at cellernes indhold af giftstoffer øges, når deres vækst er begrænset af fosfat (Anderson, D. M., 1990; Edvardsen *et al.*, 1990).

Tabel 5.8 Giftige og potentielt giftige arter fundet i danske farvande.

<i>Cyanophyceae</i> - blågrønalger	<i>Gyrodinium aureolum</i>
<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Gyrodinium galathcanum</i>
<i>Anabaena</i> spp.	<i>Noctiluca scintillans</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Prorocentrum lima</i>
<i>Gomphosphaeria</i> sp.	<i>Prorocentrum minimum</i>
<i>Lynghya</i> spp.	
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Prymnesiophyceae</i> - stilkalger
<i>Microcystis viridis</i>	<i>Chrysochromulina polylepis</i>
<i>Microcystis wesenbergii</i>	<i>Chrysochromulina</i> spp.
<i>Nodularia spumigena</i>	<i>Phaeocystis pouchetii</i>
<i>Oscillatoria</i> spp.	<i>Prymnesium parvum</i>
<i>Planktotrix agardii</i>	
	<i>Dictyochophyceae</i> - silicoflagellater
<i>Dinophyceae</i> - furealger	<i>Dictyocha speculum</i>
<i>Alexandrium ostenfeldii</i>	
<i>Alexandrium tamarense</i>	<i>Diatomophyceae</i> - kiselalger
<i>Dinophysis acuminata</i>	<i>Pseudonitzschia delicatissima</i> -gruppen
<i>Dinophysis acuta</i>	<i>Pseudonitzschia seriata</i> -gruppen
<i>Dinophysis hastata</i>	<i>Pseudonitzschia pseudodelicatissima</i>
<i>Dinophysis norvegica</i>	
<i>Dinophysis rotundata</i>	<i>Raphidophyceae</i>
	<i>Heterosigma carterae</i>

I danske farvande er der registreret 32 arter/grupper af potentielt giftige alger (tabel 5.8). De fleste arter er furealger, og indenfor slægten *Gyrodinium* findes arter, som i masseforekomst har medført fiske- og bunddyrsdød, mens slægterne *Alexandrium* og *Dinophysis* kan forårsage skaldyrsforgiftning. Kiselalger indenfor slægten *Pseudonitzschia* kan ligeledes forårsage skaldyrsforgiftning. Indenfor stilkalgerne findes arter tilhørende slægterne *Chrysochromulina* og *Prymnesium*, som flere gange har forårsaget forgiftninger af fisk og bunddyr i Danmark. *Nodularia spumigena*, der er giftig for pattedyr, er den eneste blågrønalge, der har forvoldt skade i danske farvande. Blågrønalger forekommer primært i ferskvand, hvor de ofte forårsager forgiftninger af fisk, fugle og pattedyr.

Herudover findes arter, bl.a. indenfor kiselalgeslægten *Chaetoceros*, der uden at være giftige, i masseforekomst kan forårsage fiskedød i havbrug. Dette skyldes, at disse arter har nogle stive børster, der kan udøve fysisk skade på fiskenes gælleepitel (Yang & Albright, 1993; ICES, 1992). Vildtlevende fisk kan flygte til områder med lave algekoncentrationer og er derfor ikke så udsatte, som fiskene i havbrug. Tilsvarende har den skeletbærende form af *Dictyocha speculum* været sat i forbindelse med massedød af ørred i et havbrug i Frankrig, hvor der blev observeret slimdannelse på fiskenes gæller, som menes at være resultat af en irritation forårsaget af algernes kisel skeletter (Erard-le Denn & Ryckaert, 1990). Lignende tilfælde er endnu ikke rapporteret fra danske farvande.

I det følgende gennemgås forekomster og effekter af giftige og potentielt giftige alger i danske farvande. En oversigt over tilfælde af skadevirkninger forårsaget af planktonalger i danske marine områder er vist i tabel 5.9.

Nodularia spumigena

Cyanophyceae - blågrøn alger

Brakvandsarten *Nodularia spumigena* indeholder giftstoffet nodularin, der virker nedbrydende på levervæv. I sommeren 1975 døde således en række hunde, efter at have drukket af vandet i Århus Bugt hvor der var masseforekomst af *Nodularia spumigena* (Lindstrøm, 1976). I 1985 blev der registreret døde fisk i forbindelse med en opblomstring af *Nodularia spumigena* i Nibe Bredning (Sørensen, 1990). Endvidere kan nodularin opkoncentreres i muslinger og forårsage skaldyrsforgiftning (Falconer & Choice, 1992). I forbindelse med en stor forekomst af *Nodularia spumigena* i Lillebælt i august 1992, blev muslinger fra området testet for indhold af nodularin, uden at stoffet blev registreret (Andersen et al., 1993). I Danmark er der ikke fundet muslinger indeholdende nodularin.

Nodularia spumigena er fundet overalt i de danske farvande, med de største forekomster i den sydlige del af de indre farvande. I de åbne farvande er de største forekomster fundet i Arkona bassinet (st. 444) og Storebælt (st. 939). I perioder med varmt og stille vejr i juli og august kan masseopblomstringer forekomme i områder med lav saltholdighed. Den varme sommer i 1992 gav gode muligheder for opblomstringer, og der blev mange steder registreret masseforekomst af *Nodularia spumigena*. I juli 1992 blev der udsendt badeadvarsler for Fakse og Hjelm Bugt p.g.a. forekomster af *Nodularia spumigena*.

Lyngbya

Samtidig hermed blev der udsendt badeadvarsler for Stege Bugt og den sydlige del af Fakse Bugt på baggrund af forekomster af slægten *Lyngbya*. Der er ikke rapporteret om skadelige virkninger af *Lyngbya* i europæiske farvande, men i Stillehavet har *Lyngbya majuscula* forårsaget kraftige hududslet hos badende (Grauer & Arnold, 1961).

Anabaena

Slægten *Anabaena* der i danske søer har forårsaget forgiftninger af fisk, fugle og pattedyr, er registreret fra alle de indre danske farvande i lave koncentrationer, der ikke udgør nogen risiko for forgiftninger.

Tabel 5.9 Danske tilfælde af skadevirkninger forårsaget af giftige og potentielt giftige alger i marine områder. (* = Uvist om giftvirkning af algerne har forårsaget fiskedøden)

Tid	Område	Art	Effekter	Reference
April-maj 1992	Lillebælt	<i>Chrysochromulina</i> spp. (max. 45 mill/l)	Fiskedød i havbrug(*)	Hansen et al., 1994.
Juli 1991	Fladese	<i>Sydneya nodularia spumigena</i>	Køer døde efter at have drukket af vandet	Viborg Amt, 1991
Juni 1991	Lillebælt	<i>Chrysochromulina</i> spp. (max. 5,3 mill/l)	Fiskedød i havbrug(*)	Sonderjyllands Amt, 1992.
August-september 1990	Nordjyllands østkyst	<i>Gyrodinium aureolum</i> (max. 9 mill/l)	Fiske- og bunddyrsdød	Nordjyllands Amt, 1991.
Maj-juni 1988	Skagerrak, Kattegat og Bælthavet	<i>Chrysochromulina polylepis</i> . (max. 100 mill/l)	Fiske- og bunddyrsdød, skade på bundvegetation	Kaas et al., 1988.
August-november 1988	Vestlige del af Limfjorden	<i>Gyrodinium aureolum</i> (max. 11 mill/l)	Fiske- og bunddyrsdød	Sørensen, 1989.
Juni 1988	Venø Bugt i Limfjorden	<i>Heterosigma carterae</i> (max. 173.000/l)	Døde fisk i net og bundgarn(*)	Sørensen, 1989.
Oktober 1986	Nissum Bredning i Limfjorden	<i>Noctiluca scintillans</i>	Fiskedød(*)	Sørensen, 1989.
1985	Nibe Bredning i Limfjorden	<i>Nodularia spumigena</i>	Fiskedød(*)	Sørensen, 1990.
April 1985	Fladese Sydthy	<i>Prymnesium parvum</i> (max. 46 mill/l)	Fiskedød	Otrik, 1985.
August-september 1985	Limfjorden	<i>Gyrodinium aureolum</i>	Døde ål i hyttefåde i Struer havn.	Sørensen, 1989
Maj 1983	Als Sund	<i>Dictyocha speculum</i> (max. 15 mill/l)	Fiske- og bunddyrsdød i Lem Vig	
Oktober 1981	Glyngøre havn i Limfjorden	<i>Gyrodinium aureolum</i> (max. 840.000/l)	Fiskedød i havbrug(*)	Møestrup & Thomsen, 1990.
September 1981	Jyllands vestkyst	<i>Gyrodinium aureolum</i>	20 tons ål døde i hyttefåde	Otrik, 1982.
September 1978	Ringkøbing Fjord	<i>Prymnesium parvum</i>	Fiske- og bunddyrsdød	Platz, 1981.
August 1975	Århus Bugt	<i>Nodularia spumigena</i>	Fiskedød i ruser og hyttefåde	Ringkøbing Amtskommune, 1978.
August-oktober 1968	Jyllands vestkyst	<i>Gyrodinium aureolum</i> (max. 8,6 mill/l)	Hunde døde efter at have drukket af vandet	Lindstrøm, 1976.
August-september 1968	Limfjorden (Nykøbing Mors)	<i>Gyrodinium aureolum</i> (max. 600.000/l)	Fiske- og bunddyrsdød	Hansen et al,1969. Otrik & Christensen, 1983.
September 1939	Selsø Sø på Hornsherred	<i>Prymnesium parvum</i> (max. 655 mill/l)	Fiskedød	Otrik & Christensen, 1983.
September 1938	Ketting Nor på Als	<i>Prymnesium parvum</i> (max. 1.200 mill/l)	Fiskedød	Otrik & Christensen, 1983.

Aphanizomenon flos-aquae

I stærkt ferskvandspåvirkede områder som f.eks. lukkede fjord områder, kan der findes store forekomster af andre potentielt giftige blågrønalgearter. Således har *Aphanizomenon flos-aquae* ofte dannet masseforekomst i Nissum Fjord, og i perioden 1988-1992 er der hvert år fundet biomasser på over 200 µg C/l i den inderste del af fjorden. *Aphanizomenon flos-aquae* forekommer også i de syd-østlige farvande, og i de åbne farvande er de største registreringer fra Arkona bassinet (st. 444). *Aphanizomenon flos-aquae* kan producere nervetoksinerne anatoxin-a samt PSP toksin af samme type som furealgeslægten *Alexandrium* (Sivonen, K. et al., 1989). *Aphanizomenon flos-aquae* har mange steder i verden forårsaget forgiftninger af fisk og pattedyr.

Microcystis

Microcystis danner levertoksinerne microcystiner, og er den blå grønalgeslægt, der oftest har forårsaget forgiftninger i ferskvand. *Microcystis aeruginosa* er hvert år registreret i Nissum Fjord, med største forekomster inderst i fjorden. I Ringkøbing Fjord er den registreret i lavt antal. *Microcystis* er registreret i lave koncentrationer overalt i de åbne farvande på nær i den nordligste del af Kattegat.

Planktotrix agardii

Planktotrix agardii er hvert år i perioden 1990-1993 fundet i Nissum Fjord, med de største forekomster inderst i fjorden, hvor den i september 1990 blev registreret med over 300 µg C/l. *Planktotrix agardii* er en art, der hyppigt har voldt problemer med drikkevandsforsyning i Norge og Finland. Den producerer kraftige levertoksiner (microcystiner), der ved indtagelse gennem længere tid har en leverkræftfremkaldende virkning (Nishiwaki-Matsushima et al., 1992), samt stoffer som giver vandet dårlig lugt og smag (Skulberg, 1988). Ud af syv prøver indsamlet i 1993 fra danske søer med dominans af *Planktotrix agardii*, indeholdt de seks levertoksiner (Damsø et al., 1994).

Det er endnu aldrig blevet undersøgt, hvorvidt de nævnte arter af blågrønalger producerer giftstoffer i danske havområder.

- Gyrodinium aureolum* **Dinophyceae - furealger**
Indenfor furealgerne findes arter, som i masseforekomst kan medføre fiske- og bunddyrsdød. *Gyrodinium aureolum* der siden 1966 har optrådt i betydelige mængder i skandinaviske farvande (Larsen et al., 1993), har i danske farvande forårsaget omfattende fiske- og bunddyrsdød i årene 1968, 1981, 1985, 1988 og 1990. Disse tilfælde har fundet sted i sensommeren og efteråret på den jyske vestkyst, den nordjyske østkyst samt i Limfjorden. Det er påvist, at *Gyrodinium aureolum* producerer flere giftstoffer med hæmolytisk virkning (Yasumoto et al., 1990).
- I masseforekomst kan *Gyrodinium aureolum* opnå meget høje koncentrationer, og i forbindelse med opblomstringerne i 1985 og 1988 blev der i Limfjorden fundet over 10 mill. celler/l. Ved masseopblomstringen i 1990 ved Jyllands østkyst (figur 5.24), blev der i Hevring Bugt fundet op til 18 mill. celler/l (Århus Amt, 1991). Opblomstringer af *Gyrodinium aureolum* er knyttet til områder med relativ høj saltholdighed, men kan med strømmen spredes til andre områder.
- Gyrodinium galatheanum* *Gyrodinium galatheanum* der kan være giftig overfor fisk (Larsen & Moestrup, 1990), er kun registreret enkelte gange i danske farvande. Den blev i september 1990 fundet i masseforekomst med koncentrationer på op til 6 mill. celler/l ved Sønderho Øst, sydvest for Fanø. Væsenligt lavere koncentrationer af *Gyrodinium galatheanum* blev på samme tidspunkt fundet i Vadehavet mellem Esbjerg og Fanø, samt måneden efter på st. 413 og st. 1001 i det åbne Kattegat. Der blev ikke meldt om skader i forbindelse med forekomsten. *Gyrodinium galatheanum* der er mindre end *Gyrodinium aureolum* er meget vanskelig at identificere, hvilket muligvis er medvirkende årsag til de få registreringer af denne art.
- Noctiluca scintillans* *Noctiluca scintillans* producerer ikke egentlige giftstoffer, men har flere gange været sat i forbindelse med fiskedød. Således blev der i oktober 1986 observeret døde tobis i et område med masseforekomst af *Noctiluca scintillans* i Limfjorden. Iltindholdet i området var normalt, og fiskene menes at have været udsat for ammoniakforgiftning, idet der blev målt høje koncentrationer af $(\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)$ samt høj pH (Sørensen, 1989). *Noctiluca scintillans* ophober ammonium, hvorved cellens vægtfylde bliver lavere end vandets. Dette bevirker, at de i stille vejr kan samles i overfladen og farve vandet kraftigt rødt, og om natten kan de endvidere forårsage morild. *Noctiluca scintillans* er en op til 2 mm stor heterotrof flagellat, der lever af andre planktonorganismer. Den er således ikke direkte afhængig af næringsalte i vandet, men danner de største forekomster i næringsrige områder, hvor der findes store mængder plankton. I danske farvande ses ofte store forekomster om sommeren i områder med høj saltholdighed, og det er således i Limfjorden og Nordsøen, at de højeste koncentrationer af *Noctiluca scintillans* er registreret. I Limfjorden blev der fundet op til 100.000 celler/l i årene 1983 og 1985 samt 136.000 celler/l i 1987.
- Alexandrium* Indenfor slægten *Alexandrium* findes arter som producerer meget stærke nervegifte, der kan forårsage PSP (Paralytic Shellfish Poison-

ing - paralyserende skaldyrsforgiftning). Giftstofferne kan overføres til dyr, der lever af fytoplankton f.eks. zooplankton, muslinger og fisk. Herfra kan giftstofferne overføres til andre dyr eller mennesker. Således døde 14 pukkelhvaler i 1987 ved Nordamerikas østkyst, efter at have ædt makrel med højt indhold af PSP-giftstoffer (Geraci *et al.*, 1989). Algernes giftstoffer kan via muslinger overføres til mennesker og medføre lammelse og i værste tilfælde dødsfald. Forgiftningssymptomerne strækker sig fra en prikkende fornemmelse omkring munden til svimmelhed, kvalme, opkastning, diarré og ved kraftige forgiftninger til lammelse af åndedrættet (Hallegraeff, 1993). Giftstofferne opkoncentreres i muslingerne, og selv i meget lave koncentrationer kan algerne forårsage skaldyrsforgiftning. Der er konstateret PSP-giftstoffer i muslinger fra Limfjorden i årene 1987, 1988 og 1990 (Andersen *et al.*, 1992). Der er ikke rapporteret om forgiftningstilfælde i Danmark, men globalt set er der rapporteret om flere tusinde tilfælde af PSP forgiftninger af mennesker, heraf over 100 med dødelig udgang (ICES, 1992). Giftstofferne kan også afgives til vandet, og algerne kan i masseforekomst medføre fiskedød. Således døde 27 tons laks og regnbueørred i et havbrug ved Færøerne i 1984 forårsaget af en masseopblomstring af *Alexandrium tamarense* (Moestrup & Hansen, 1988). Sådanne masseopblomstringer er ikke kendt fra danske farvande.

Alexandrium tamarense og *Alexandrium ostenfeldii* forekommer i lave koncentrationer (max. 2-3.000 celler/l) i store dele af de danske farvande. De største forekomster findes forår og sommer, og i reglen findes *Alexandrium ostenfeldii* i lidt højere antal end *Alexandrium tamarense*. Da koncentrationer på få hundrede celler/l er tilstrækkeligt til at gøre muslingerne giftige, har denne slægt flere gange været årsag til, at områder ved østkysten af Jylland, i Vadehavet samt i Isefjorden og Limfjorden, er blevet lukket for muslingefiskeri.

Dinophysis

Arterne indenfor slægten *Dinophysis* kan producere nogle kraftigt virkende giftstoffer der kan medføre DSP (Diarrheic Shellfish Poisoning - diarréfremkaldende skaldyrsforgiftning). Ligesom for *Alexandrium* behøver *Dinophysis* arterne kun at forekomme i lave koncentrationer for at forårsage skaldyrsforgiftning, og i en række tilfælde er mennesker blevet syge efter at have spist skaldyr fra områder, hvor der har været *Dinophysis* arter tilstede. Indenfor slægten *Dinophysis* anses *Dinophysis acuminata* og *D. acuta* for at være de mest giftige efterfulgt af *D. norvegica* og *D. rotundata*. I de kystnære danske farvande er der hvert år i perioden 1986-1992 fundet muslinger indeholdende DSP-giftstoffer (tabel 5.10) (Andersen *et al.*, 1992; Andersen *et al.*, 1993), og forekomst af *Dinophysis* arter er den hyppigste årsag til lukning af danske muslingefiskeområder. Hos mennesker der har spist muslinger, i hvilke algernes giftstoffer er ophobet, indtræder symptomerne mellem en halv til nogle få timer efter indtagelsen og omfatter bl.a. diarré og opkastning. Symptomerne fortager sig i løbet af 3-4 dage, og der er aldrig observeret dødsfald (Krogh, 1990).

Dinophysis arter forekommer det meste af året overalt i de danske farvande, oftest i koncentrationer på under 1.000 celler/l. I sommer- og efterårsmånederne registreres *Dinophysis acuminata* og *D. norvegica* dog jævnligt i højere antal (op til 10-20.000 celler/l). Kun enkelte gange har *Dinophysis* dannet masseforekomst. Således var der i juni

1982 en ekstrem stor forekomst af *Dinophysis acuminata* i Limfjorden, hvor der blev fundet 4 mill. celler/l. De højeste koncentrationer af *Dinophysis norvegica* på op til 80.500 celler/l blev registreret i juni 1987 i den vestlige del af Limfjorden. Endvidere er *D. norvegica* i juni 1989 fundet med 45.600 celler/l i Nordsøen ud for Ringkøbing Fjord. *Dinophysis rotundata* der normalt kun findes i meget lavt antal, blev i august 1984 fundet i et antal på 8.000 celler/l i Øresund. Af de planktonarter der er kendt som giftproducerende, er *Dinophysis rotundata* den eneste, der er obligat heterotrof.

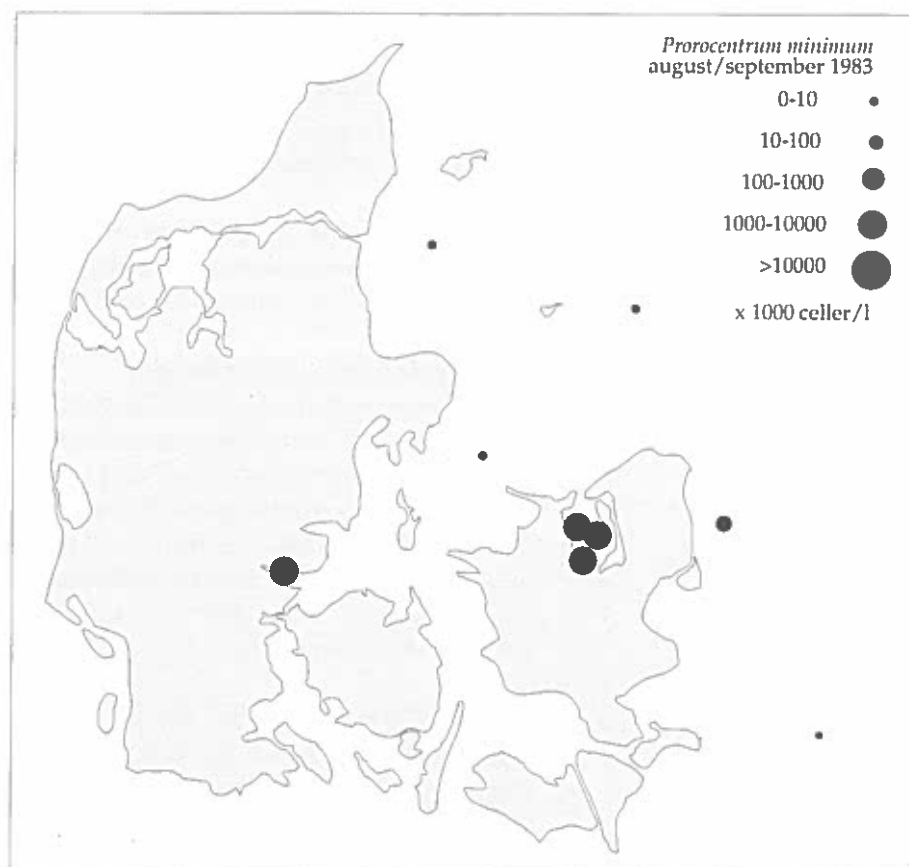
Table 5.10 Giftstoffer påvist i muslinger fanget i danske farvande. *=ikke verificeret. (oplysninger hentet fra Andersen *et al.*, 1992; Andersen *et al.*, 1993; Holm & Andersen, 1993; Andersen & Emsholm, 1994).

År	Fangstlokalitet	Giftstof
1986	Limfjorden	DSP
1987	Limfjorden	DSP, PSP
1988	Limfjorden	
	Jyllands østkyst	DSP, PSP DSP
1989	Jyllands østkyst	DSP
1990	Limfjorden	DSP, PSP
1991	Jyllands østkyst	DSP
1992	Jyllands østkyst	DSP
	Horns Rev	DSP
	Vadehavet	DSP
1993	Vejle Fjord	ASP (*)

Prorocentrum

Prorocentrum lima er en bentisk (bundlevende) art, der ligeledes kan producere DSP-giftstoffer. *Prorocentrum lima* registreres kun sjældent i planktonprøver, da den normalt ikke lever i de frie vandmasser, men er knyttet til overflader af f.eks. sediment, sten og makroalger. Der er ikke registreret skadevirkninger forårsaget af denne art i Danmark.

Prorocentrum minimum har i Japan og Norge været sat i forbindelse med skaldyrsforgiftning (Okaichi & Imatomi, 1979; Tangen, 1983). *Prorocentrum minimum* blev første gang observeret i danske farvande i efteråret 1981 (Pedersen, 1983), og har siden 1983 (figur 5.26) jævnlige dannet masseopblomstringer med flere millioner celler pr. liter i danske fjordområder. I forbindelse hermed er der aldrig registreret tilfælde af forgiftninger eller påvist giftstoffer i muslinger, hvorfor der er tvivl om denne arts giftighed. Opblomstringerne finder oftest sted i perioden juli-september i næringsrige områder, hvor de kan forårsage kraftig misfarvning af vandet. De største forekomster af *Prorocentrum minimum* er fundet i de Østjyske fjorde, og i Vejle Inderfjord blev der i juli 1992 registreret koncentrationer på op til 200 mill. celler/l. Dette var del af en større opblomstring, der i juli og august medførte stop for muslingefiskeri i Vejle Fjord og Snævringen i Lillebælt. Den største forekomst af *Prorocentrum minimum* registreret i de åbne farvande, er fra Østersøen, hvor der i september 1992 blev fundet 1,1 mill. celler/l i Arkona bassinet (st. 444).



Figur 5.26 Udbredelse af *Prorocentrum minimum* i august/september 1983.

Pseudonitzschia

Diatomophyceae - Kiselalger

Kiselalger af slægten *Pseudonitzschia* kan producere giftstoffet domoinsyre, der kan opkoncentreres i muslinger, hvorved de kan forårsage skaldyrsforgiftning og medføre ASP (Amnesic Shellfish Poisoning - hukommelsestabsfremkaldende skaldyrsforgiftning). Udover opkastning og diarré har forgiftninger resulteret i permanent hukommelsestab samt dødsfald. Sådanne tilfælde er første gang beskrevet fra Canada i 1987, hvor over 100 mennesker blev syge, og tre ældre personer døde, efter at have spist muslinger fra et område med masseopblomstring af *Pseudonitzschia pungens* f. *multiseries*, der forekom med 10 mill. celler/l (Subba Rao et al., 1988; Smith et al., 1990). Der er ikke registreret forgiftningstilfælde herhjemme, men der er påvist domoinsyre hos *Pseudonitzschia seriata* isoleret fra Nivå Bugt i Øresund (Lundholm et al., 1994), samt hos *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* fra Løgstør Bredning i Limfjorden (Lundholm & Skov pers. komm.). Der blev i 1993 påvist domoinsyre i muslinger fra Vejle Fjord, men disse fund har ikke kunnet eftervises af andre laboratorier. Hvis forekomsten af domoinsyre var reel, er det første gang, at der er fundet domoinsyre i muslinger i Europa (Andersen & Emsholm, 1994).

En større opblomstring af *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* fandt sted i august-september 1992, hvor arten blev fundet i højt antal i næsten alle de indre danske farvande (figur 5.23). Højeste koncentration blev fundet i Limfjorden, hvor der i september blev fundet 17 mill. celler/l i Lovns Bredning. Herudover var de største forekomster på den jyske østkyst, hvor *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* blev registreret med ca. 8,5 mill. celler/l i Lillebælt og Kolding Yderfjord.

Forekomsten medførte, at mange områder blev lukket for muslingefiskeri. Udover denne opblomstring i 1992 er det kun i Limfjorden, at der er fundet store forekomster på over 1 mill. celler/l af *Pseudonitzschia pseudodelicatissima*-gruppen. Her blev således fundet op til 6,5 mill. celler/l i 1986 og 30 mill. celler/l i 1987.

Tilsvarende opblomstringer af *Pseudonitzschia seriata*-gruppen er ikke set, og største registrering af denne gruppe er fra Kolding Fjord, hvor der i maj 1989 blev fundet 1,6 mill. celler/l.

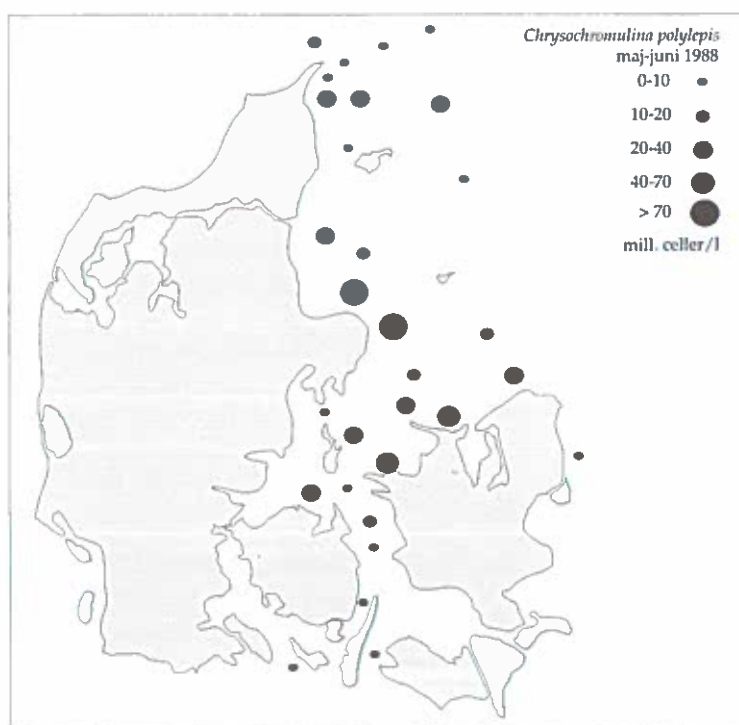
Prymnesiophyceae - Stilkalger

Prymnesium parvum

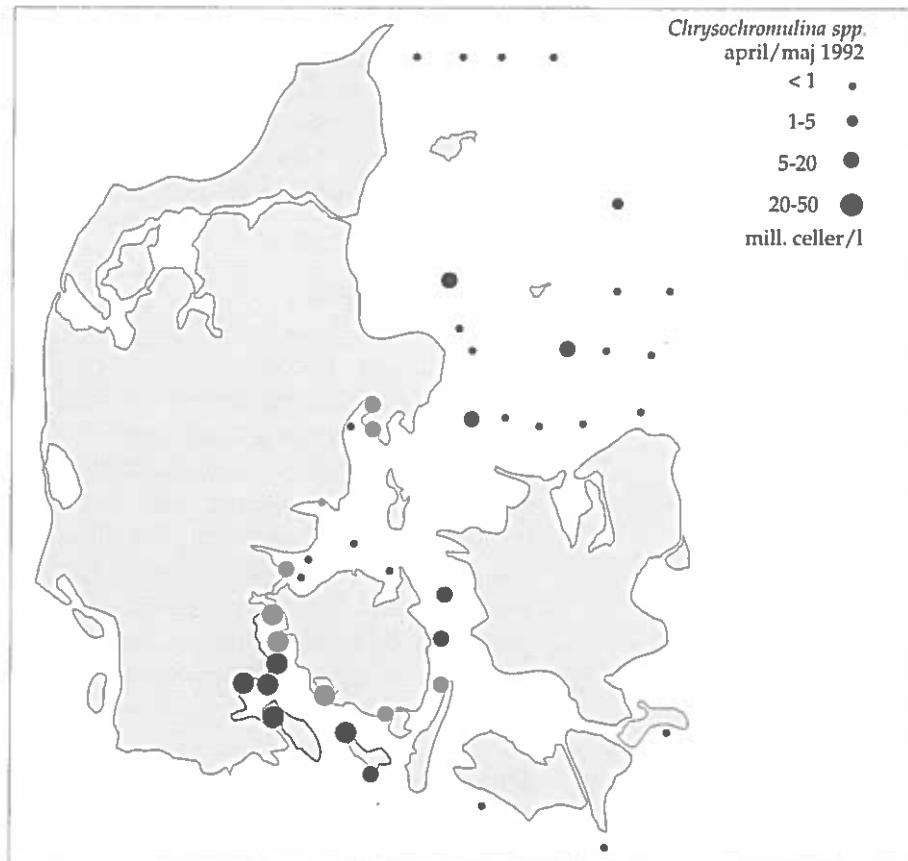
Prymnesium parvum er en lille flagellat, der forekommer i områder med meget lav saltholdighed. Denne art har længe været kendt for at kunne danne opblomstringer og forårsage fiskedød i lukkede brakvandsområder. Algens giftstof har hæmolytisk effekt, og virker beskadigende på cellemembraner. Hos fisk bliver gællerne beskadiget, hvorved deres osmoregulation forstyrres (Krogh, 1990). Denne art har i Danmark forårsaget omfattende fiskedød i årene 1938, 1939, 1978 og 1985, men er ikke siden 1985 registreret i masseforekomst.

Chrysochromulina

Slægten *Chrysochromulina* har fået stor opmærksomhed efter, at der i maj-juni 1988 var masseforekomst af *Chrysochromulina polylepis* i store dele af Kattegat og Skagerrak (figur 5.27). *Chrysochromulina polylepis* medførte omfattende fiske- og bunddyrsdød, samt skader på bundvegetation og plankton, hvilket ikke før var set indenfor denne slægt. Siden har også *Chrysochromulina leadbeateri* forårsaget fiskedød i Norge (Eikrem & Thronsen, 1993). Forekomsten af *Chrysochromulina polylepis* i 1988 var især koncentreret omkring springlaget, hvor der blev registreret koncentrationer på op til 100 mill. celler/l i Kattegat. Undersøgelser har vist, at *Chrysochromulina polylepis* producerer hæmolytisk aktive giftstoffer, af samme type som *Prymnesium parvum* og *Gyrodinium aureolum* (Yasumoto *et al.*, 1990).



Figur 5.27 Udbredelse af *Chrysochromulina polylepis* i maj/juni 1988.



Figur 5.28 Udbredelse af *Chrysochromulina* spp. i april/maj 1992.

I 1989 og 1991 var der ligeledes mange steder store forekomster af *Chrysochromulina* med de højest registrerede koncentrationer på 20 mill. celler/l af *Chrysochromulina* cf. *parkeae* i Isefjorden i august 1991. Denne art har dog aldrig været sat i forbindelse med fiskedød. I 1992 var der endnu en opblomstring af slægten *Chrysochromulina* (figur 5.28). Her blev de højeste koncentrationer fundet i Lillebælt, hvor der blev registreret op til 45 mill. celler/l. Opblomstringen i 1992 blev udgjort af flere arter af *Chrysochromulina*, men *Chrysochromulina polylepis* blev ikke fundet. Sammenfaldende med opblomstringen forekom der fiskedød i en række havbrug i Lillebælt. Værst gik det ud over et havbrug ved Barsø som mistede 35 tons regnbueørred. Efterfølgende forsøg med alger, indsamlet nær dette havbrug, kunne ikke påvise nogen giftvirkning af disse. Årsagen til fiskedøden kunne således ikke umiddelbart tilskrives algerne (Hansen *et al.*, 1994). En mindre opblomstring af *Chrysochromulina* spp. fandt sted i 1993, hvor der i maj blev fundet maksimale koncentrationer på 21 mill. celler/l i farvandet nord for Fyn. Der blev ikke meldt om fiskedød i havbrugene i forbindelse hermed. Slægten *Chrysochromulina* er almindeligt forekommende i alle de indre danske farvande, med de største forekomster i perioden april-juni.

Phaeocystis pouchetii

Phaeocystis pouchetii forekommer i to stadier, dels som encellet flagellat og dels som kolonier af ikke flagelbærende celler. Kolonistadiet danner ofte opblomstringer i foråret og først på sommeren, og kan medføre en brunlig misfarvning af vandet samt kraftige skumdannelser i strandkanten, hvilket ofte er et problem ved den jyske vestkyst. Fisk undgår områder med masseforekomster af *Phaeocystis pouchetii*, og forsøg i Norge har vist, at skumdannelserne virker

dræbene på fiskelarver (Eilertsen, 1994), idet algerne producerer stoffer med hæmolytisk virkning. *Phaeocystis pouchetii* findes i de fleste danske farvande, men større forekomster er kun rapporteret fra Nordsøen, Skagerrak og Kattegat. De fleste registreringer af opblomstringer af *Phaeocystis pouchetii* er fra Vadehavet samt den jyske vestkyst i perioden april-juni, hvor den kan opnå meget høje biomasser.

Heterosigma carterae

Raphidophyceae

Heterosigma carterae (= *Heterosigma akashiwo*) er kendt som giftig for fisk, og har specielt i Japan forårsaget omfattende fiskedød i havbrug. *Heterosigma carterae* er kun registreret to gange i danske farvande. Første gang var i juni 1988 i Venø Bugt i Limfjorden hvor arten blev fundet i en koncentration på 173.000 celler/l. I forbindelse med denne opblomstring, blev der registreret døde fisk i net og bundgarn. Da der samtidig var iltsvind i området, vides det ikke, om fiskene døde p.g.a. giftstoffer fra *Heterosigma carterae* (Sørensen, 1989). I marts 1989 blev *Heterosigma carterae* registreret i et antal på ca. 19.000 celler/l i Kattegat. Der blev ikke rapporteret om nogen skadevirkninger ved denne forekomst.

Dictyocha speculum

Dictyochophyceae - silicoflagellater

Den skeletløse form af *Dictyocha speculum* har i masseforekomst i maj 1983 været sat i forbindelse med fiskedød i havbrug i Als Sund. Der kunne ikke påvises nogen giftvirkning af *Dictyocha speculum*, og årsagen til dødsfaldene har sandsynligvis været iltmangel om natten forårsaget af den store algepopulations respiration (Henriksen *et al.*, 1993). Ved opblomstringen blev der registreret op til 25 mill. celler/l i Kolding Fjord (Moestrup & Thomsen, 1990), mens der på stationerne 409 og 925 i det åbne Kattegat blev fundet koncentrationer på ca. 2 mill. celler/l. Mindre opblomstringer af den skeletløse form af *Dictyocha speculum* har siden da fundet sted i de fleste danske farvande i perioden april-juni, uden at der har været registreret skadevirkninger i forbindelse hermed. De højeste koncentrationer er fundet i de sydøstjyske fjorde samt i Lillebælt og Storebælt.

Tidslig udvikling

Hvorvidt der er sket en ændring i mængden af giftige alger i de danske farvande, er undersøgelsesperioden endnu for kort til at fastslå. Dog vil en ændret næringssaltbelastning kunne afspejles i mængden af planktonalger, herunder også de giftige arter.

5.7 Kommentarer til metoder

Analyserne af fytoplankton viser at forholdet mellem carbonbiomasse og klorofylbiomasse varierer betydelig gennem året, og at klorofylbiomassen i sommermånederne underestimerer fytoplanktonbiomassen. Specielt i fjord- og kystvande er algernes C:chl forhold meget varierende og det er ikke muligt at estimere én enkelt omregningsfaktor. Sammenligninger af temporale forløb af klorofyl- og carbonbiomasse og primærproduktion viser at der er bedst overensstemmelse mellem primærproduktion og carbonbiomasse. Klorofylbiomassen er derfor et dårligt udtryk for fytoplanktonbiomassen, når produktion og skæbne af organisk stof skal undersøges.

Da klorofylbestemmelse er en betydeligt nemmere og billigere metode end carbonbestemmelse bør det undersøges om det er muligt at etablere en rimelig, og økonomisk holdbar, kombination af de to biomassebestemmelsesmetoder.

Fytoplankton er ujævnt fordelt i vandsøjlen, og det har længe været kendt at der i områder med springlagsdannelse forekommer dybmaksima af fytoplankton. Undersøgelser i det sydlige Kattegat har vist at produktionen i dybmaksima kan være betydelig (Richardson & Christoffersen, 1991), og at omsætningen her kan have betydning for iltforholdene ved bunden (Nielsen et al., 1994). De seneste års brug af *in situ* fluorometre har gjort det klart at dybmaksima er meget almindelige også i de kystnære områder. Ved revision af Vandmiljøplanens strategi for prøvetagning til og beregning af primærproduktion i 1993 er der taget hensyn til forekomst af dybmaksima. Inddragelsen af dybmaksima-målinger kan gøres uden med at muligheden for sammenligning med ældre data ødelægges. Da fytoplanktonbiomassen bestemmes på integrerede prøver kan dybmaksima ikke uden videre inddrages, hvis sammenligneligheden skal bibeholdes. Mulige strategier til at omgå dette problem bør overvejes. Generelt skal der ved en revision af strategi og metoder i højere grad en tidligere tages hensyn til samhörigheden af kemiske og biologiske prøver.

5.8 Konklusion

Udviklingen gennem året i fytoplanktonbiomasse og -produktion varierer fra de åbne farvande til nor og fjorde. I fjord/kystvande er biomassen og produktionen størst i sommerperioden, mens forårs- og sensommer-efterårs-opblomstringer dominerer i de åbne farvande. I områder med høje sommerniveauer ses store svingninger i biomasse og produktion i løbet af sommeren. Den højere fytoplanktonbiomasse og -produktion i de kystnære områder skyldes dels at næringsrigdommen er større, dels at der i de lavvandede områder sker en hyppig opblanding af vandet, hvorved der tilføres nærings-salte fra bunden.

De danske havområder kan på grundlag af VMP-overvågningsprogrammets resultater inddeles i fem grupper med stigende fytoplanktonbiomasse og -produktion samt stigende næringsrigdom: I. åbent hav og åbne kyster i indre farvande, II lavvandede fjorde og nor, III. dybe dele af åbne fjorde samt kystnære dele af Nordsøen, IV. lavvandede dele af åbne fjorde samt Vadehavet, V. lavvandede, lavsaline fjorde. For gruppe II var datamaterialet vedrørende næringsrigdommen meget spinkelt, men fytoplanktonbiomasse og -produktion synes lav set i relation til den forventede næringsrigdom. Dette skyldes sandsynligvis den tætte kobling til bunden i disse områder, der medfører konkurrence fra bundvegetation og stort græsningstryk fra bundfaunaen. Den højere fytoplanktonbiomasse og -produktion i de kystnære dele af Nordsøen sammenlignet med Kattegat skyldes i væsentlig grad påvirkning fra den jyske kyststrøm.

Resultaterne fra overvågningsprogrammet viser på den ene side at tilførslen af nærings-salte fra land har afgørende betydning for udviklingen i fytoplanktonbiomasse og -produktion, og på den anden side at fytoplanktonparametrene er velegnede til at vurdere effekter af

ændringer i tilførslen. Undersøgelser i flere områder viste, at kraftig afstrømning fra land blev fulgt af maksimum i fytoplanktonbiomasse. Algeopblomstringerne medførte i flere tilfælde et efterfølgende øget iltforbrug og dermed sænket iltkoncentration i bundvandet. I Limfjorden, Århus Bugt og de åbne farvande er der en tydelig sammenhæng mellem år-til-år variationerne i fytoplanktonbiomasse og eller -produktion og afstrømning respektivt belastning, idet der var lav biomasse/produktion og lav afstrømning i starten af 1980'erne, høj biomasse/produktion og høj afstrømning i slutningen af 1980'erne og lav biomasse/produktion og lav afstrømning i starten af 1990'erne. I det åbne Kattegat er der påvist en positiv lineær korrelation mellem sommermidlen for klorofylbiomassen og sommermidlen for afstrømningen for 4 ud af 5 stationer. Udviklingen i kvælstof- og fosforbelastningen følger generelt udviklingen i afstrømningen i disse områder, og for Limfjorden er der påvist en positiv korrelation mellem autotrof kulstofbiomasse og både kvælstof og fosforbelastningen.

Fra slutningen af 1980'erne til begyndelsen af 1990'erne er såvel kvælstof- som fosforbelastningen faldet. Faldet skyldes dels en mindre ferskvandsafstrømning og dermed mindre diffus belastning i 1990'erne, dels reduktioner i punktkildebelastningen. Reduktionerne i punktkildebelastningen har primært givet en lavere fosfortilførsel, og belastningen med fosfor er derfor faldet relativt mere end belastningen med kvælstof.

I Horsens Fjord, Bøvling Fjord, Ålbæk Bugt ud for Jerup, Ålborg Bugt ud for Dokkedal og i Mariager Fjord er der observeret et fald i fytoplanktonbiomasse og/eller -produktioner, og disse fald er sat i relation til den nedsatte fosforbelastning. Forandringerne kan skyldes den nedsatte fosforbelastning, men p.g.a. den samtidigt lavere kvælstofafstrømning, tidsmæssigt begrænsede måleperioder og manglende kendskab til den naturlige variation, kan det ikke afgøres om der er tale om permanente entydige ændringer, og om de skyldes reduktioner i fosforbelastningen. I Roskilde Fjord er der sket en tilsvarende udvikling i fytoplankton, og her skyldes den mindskede fytoplanktonbiomasse et øget græsningstryk fra bundfaunaen.

I det åbne vestlige Kattegat og i Storebælt er der sket en markant stigning i primærproduktionen fra 1950-60'erne til 1980-90'erne. Specielt er primærproduktionen steget i forårs- og sensommer-efterårsmånederne.

Undersøgelserne af næringssaltbegrænsning viser at kvælstof er generelt det primære begrænsende nærings salt i danske marine områder. Specielt er kvælstofbegrænsning udtalt sommer og efterår. I fjord- og kystvande ses dog potentiel fosforbegrænsning i perioder om sommeren, og fosfor(og silikat)-begrænsning er oftest dominerende i forårsmånederne. I Mariager Fjord, Limfjorden og Århus Bugt har fald i fosfatkoncentrationerne medført at antallet af prøvetagningsdage, hvor koncentrationen indikerer potentiel fosforbegrænsning, er øget. Den påviste betydning af kvælstof som styrende faktor for fytoplankton om sommeren er i overensstemmelse med korrelationsanalyser mellem næringsrigdom udtrykt som total-N og total-P og klorofylbiomasse, der viste at total-N er den faktor, der bedst forklarer variationen i klorofylbiomassen i maj til oktober

(Sand-Jensen *et al.*, 1994). Kvælstofs betydning som det primære styrende nærings salt i de marine områder forklarer, at der kun få steder er set effekter, der muligvis skyldes reduktioner i fosforbelastningen. Udviklingen i fosforkoncentrationerne i nogle områder tyder dog på at yderligere reduktioner kan få en effekt i det marine miljø.

Nærings salttilførsel er en essentiel forudsætning for vækst af fytoplankton. Ligeledes vil lysforholdene være bestemmende for væksten, og i områder med høj næringsrigdom vil selvskygning sætte en grænse for, hvor stor en fytoplanktonbiomasse der kan udvikles. Dette er sandsynligvis grunden til at variationen i fytoplanktonbiomasse og -produktion er mindre end variationen i næringsrigdommen. I lavvandede områder vil koblingen mellem vandfase og bund have stor indflydelse, idet konkurrence med bundlevende planter og bundfaunaens græsning vil begrænse muligheden for at opbygge store fytoplanktonbiomasser, mens udskillelse af nærings salte fra bunden vil fremme væksten af fytoplankton.

Successionen i fytoplanktonsammensætningen er generelt ens for alle marine områder, og karakteriseret ved en forårsopblomstring af kiselalger i februar-marts, en mindre forsommeropblomstring af små flagellater i april-maj, samt efterårsopblomstringer af fure- og/eller kiselalger. Sommerperioden er domineret af små flagellater, kiselalger og furealger, hvor de 2 sidstnævnte grupper specielt giver høje biomasser i fjord- og kystvandene. I de lavsaline områder Østersøen, Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord er blågrønalger meget talrige. Enkelte fjorde som Mariager Fjord og Skive Fjord er domineret af kiselalger gennem hele vækstsæsonen. Beskrivelse af fytoplanktonsamfund i danske marine områder og af faktorer, der har betydning for artssammensætningen, skal ske på grundlag af statistiske analyser. Analyser af artssammensætningen i de åbne farvande tyder på, at salinitetsforskelle har en væsentlig indflydelse.

Antallet af observerede masseforekomster har været højere i 1980'erne end i de foregående årtier. Dette kan til dels tilskrives en stigende opmærksomhed på problemet, men hænger sandsynligvis også sammen med den øgede belastning. Antallet af masseopblomstringer er som følge af den større næringsrigdom størst i fjord- og kystvande. I 1990'erne er antallet af prøvetagninger med høje biomasser faldet i Limfjorden og den vestlige del af Nissum Fjord sammenlignet med slutningen af 1980'erne.

Potentielt giftige fytoplanktonalger findes i lave koncentrationer gennem størstedelen af året i alle marine områder. Masseforekomster af giftige alger har medført fiske- og bunddyrsdød, samt dødsfald hos kvæg og hunde. Arter, der producerer kraftigt virkende toksiner, har selv ved lave koncentrationer givet skaldyrsforgiftning. Det er ikke muligt ud fra de foretagne undersøgelser at vurdere om der har været en udvikling i forekomsten af potentielt giftige arter, men da giftproducerende alger er en naturlig del af fytoplanktonsamfundet vil en reduktion i den totale forekomst af fytoplankton nedsætte risikoen for opblomstringer af disse alger.

Sigt dybde og klorofylbiomasse er positivt korreleret, men klorofylbiomassen kan kun forklare 20-40% af variationen i sigt dybden.

Specielt resuspensionshændelser vil, ud over planktonbiomassen, have stor indflydelse på sigtddybden i kystnære områder. Sigtddybden kan derfor ikke bruges som direkte mål for mængden af fytoplankton.

Sammenligninger af de temporale forløb af primærproduktion og klorofyl- og kulstofbiomasse viser den bedste overensstemmelse mellem primærproduktion og kulstofbiomasse. Klorofylbiomassen er derfor et mindre godt udtryk for fytoplanktonbiomassen, når produktion og skæbne af organisk stof skal undersøges. Dette er imidlertid ikke ensbetydende med at klorofyl er en dårlig parameter til undersøgelse af udvikling (trends). Inden revisionen af VMP-overvågningsprogrammet bør det undersøges hvor effektive planktonparametrene er set i relation programmets formål. Dette vil inkludere vurderinger af usikkerheder fra prøvetagning til præsentation af det færdige resultat. Da klorofylbestemmelse er en betydeligt nemmere og billigere metode end kulstofbestemmelse, bør det undersøges, om det er muligt at etablere en rimelig, og økonomisk holdbar, kombination af de to biomassebestemmelsesmetoder.

Resultaterne fra overvågningsprogrammet viser, at næringsstofftilførsel har afgørende betydning for fytoplankton. Mere detaljerede analyser bør gennemføres så korrelationerne kan præciseres og specielt andre faktorerers "forstyrrende" effekt kan beskrives. Dermed vil effekten af andre faktorer kunne "eliminere", og muligheden for, selv på kort sigt, at detektere effekter af reduktioner i belastningen vil øges.

Planktonundersøgelserne er et væsentligt element i vurderingen af miljøtilstanden og ændringer af denne i danske havområder. Fytoplankton respondere på ændringer i tilførslen af næringssalte. Kendskab til udviklingen i fytoplankton øger forståelsen af andre processer i miljøet, som f.eks. udvikling i bundvegetation, bundfauna og iltsvind, og dermed af nuværende og forventelige effekter af miljøforbedrende foranstaltninger. Det marine økosystem er et kompliceret net af interaktioner mellem fysiske, kemiske og biologiske elementer, og på grund af systemets kompleksitet kan vurderingen af miljøtilstand og udvikling ikke ske ud fra enkelte parametre, men må bygge på en matrix af tilstand og udvikling for de vigtigste elementer i økosystemet, herunder fytoplankton.

6 Iltforhold

6.1 Indledning

Havvandets iltindhold ved bunden har stor indflydelse på livsbetingelserne for bundfaunaen. Iltsvind begrænser dyrenes vækst, og kraftigt iltsvind dræber de dyr, der ikke kan flygte op i vandsøjlen. I den sidste ende bør en reduktion af næringssaltbelastningen via en reduktion af algeproduktionen føre til forbedrede iltforhold for bunddyrene.

Under Vandmiljøplanens overvågningsprogram måles iltkoncentrationen i forskellige dybder på næsten 200 stationer mindst én gang om måneden. Svenske, norske og tyske overvågningsdata inddrages, hvor det er relevant. På baggrund af resultaterne undersøges det, om der er en udvikling i iltkoncentrationerne over årene (specielt om der er stigende koncentrationer som følge af Vandmiljøplanen), og hvordan udbredelsen af iltsvind er. Resultaterne er desuden baggrundsviden for vurderinger af udviklingen af bundvegetation og bundfauna.

6.2 Iltsvind i 1993

Definition

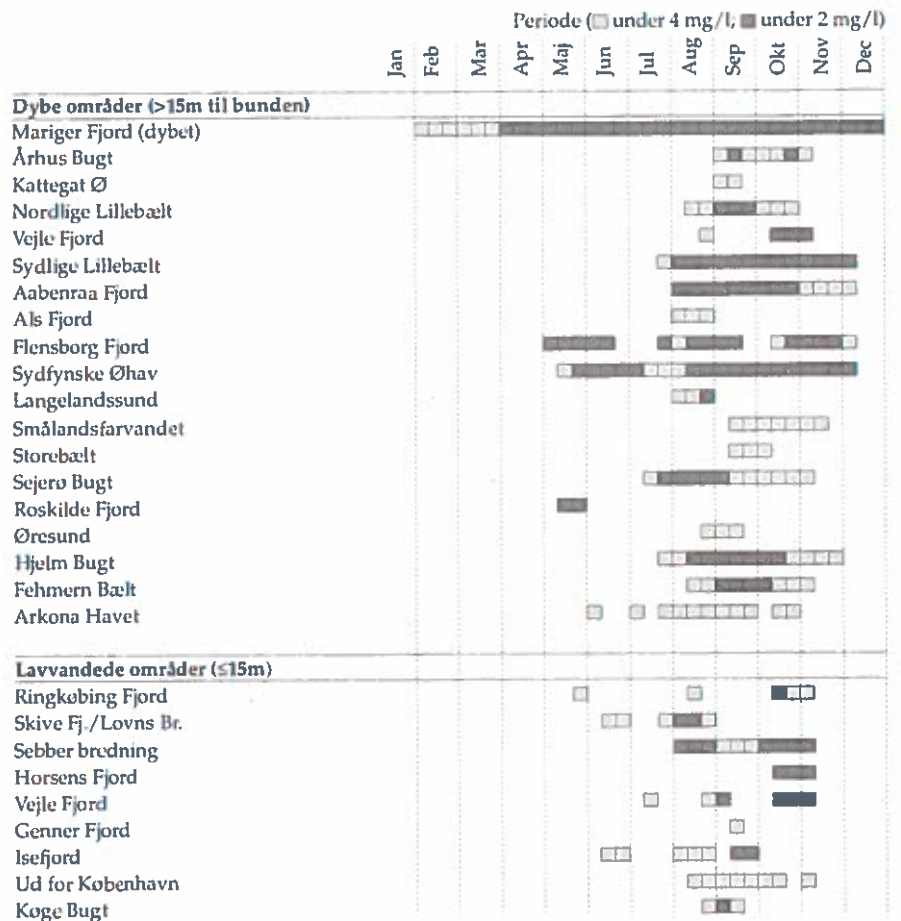
Iltsvind defineres som forekomst af iltkoncentrationer under 4 mg/l; kraftigt iltsvind taler man om, når koncentrationen når under 2 mg/l, hvilket er dræbende for mange bunddyr.

Udbredelse

Figurerne 6.1 og 6.2 viser, hvor der blev konstateret iltsvind i 1993. I de fleste åbne områder og i Limfjorden var iltsvindsproblemerne mindre i 1993 end tidligere i 1990'erne, men i det sydlige Lillebælt og i det Sydfynske Øhav var der alvorligt iltsvind.

Indflydelsen af de hydrografiske og meteorologiske forhold på iltkoncentrationerne i løbet af 1993 er beskrevet i kapitel 3. Kort resumeret var de mest betydningsfulde afvigelser fra normalen:

- tilstrømning af iltrigt bundvand nordfra i starten af juni gav usædvanligt høje iltkoncentrationer i juni-juli i det sydlige Kattegat og i de åbne områder syd derfor (figur 6.3);
- usædvanligt lav lufttemperatur og få solskinstimer fra midten af juni gav lave overfladetemperaturer, deraf følgende svag lagdeling og deraf igen følgende gode iltforhold i lukkede, lavvandede områder i juni-juli;
- en usædvanlig indstrømning af højsalint, iltrigt skagerrakvand i starten af oktober betød høje iltkoncentrationer i bundvandet i nordlige og østlige Kattegat og Øresund i den periode (figur 6.3);
- stor udstrømning fra Østersøen i oktober-november betød stabil lagdeling og dermed lave iltkoncentrationer langt hen på året flere steder (figur 6.1).



Figur 6.1 Oversigt over iltsvind i de danske farvande i 1993. For hvert område er angivet perioder, hvor der i hvert fald i dybe områder er konstateret iltsvind.

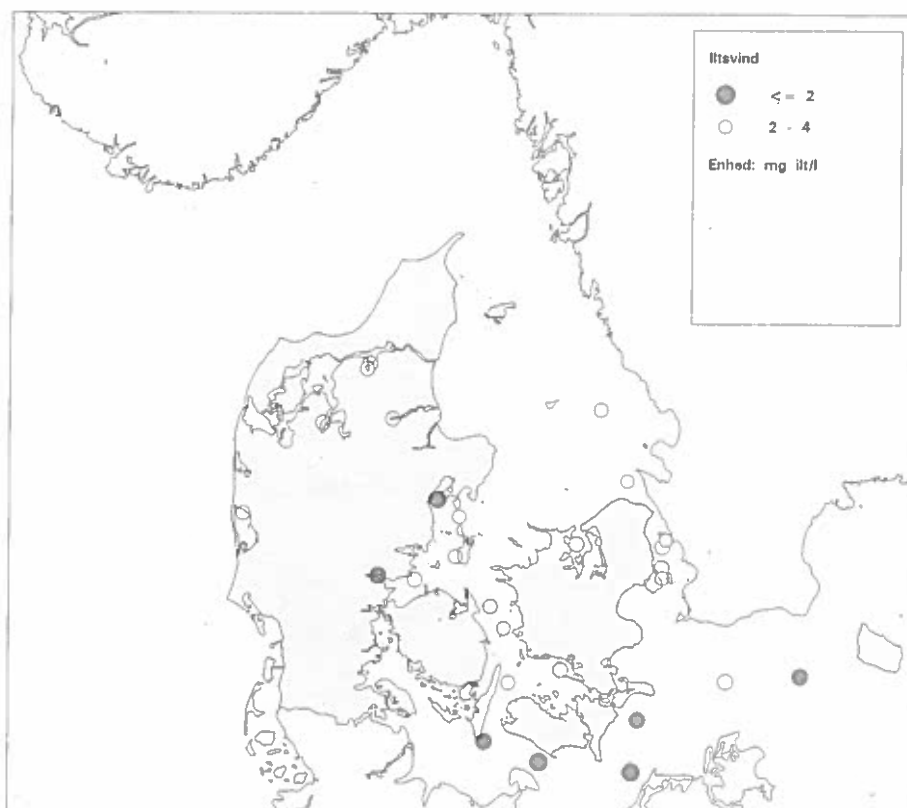
6.3 Udviklingen

Åbne indre farvande (DMU-stationer)

For nogle stationer i de åbne havområder findes iltmålinger for næsten hvert år i 1975-1993, men der er nogen variation med hensyn til dels datoerne for prøvetagningerne og dels, hvor langt over bunden den dybeste måling er foretaget, så det er nødvendigt at foretage nogle korrektioner forud for en statistisk analyse af udviklingen over perioden.

For det første kan den målte koncentration i den nederste dybde variere en hel del fra gang til gang, bare fordi der har været varierende afstand til bunden, da der ofte er en stærkt faldende iltkoncentration inden for de nederste par meter af vandsøjlen. Betydningen af denne variation kan reduceres ved at man regner med et (vægtet) gennemsnit for flere prøver, nemlig for 2-flere prøver fra en bestemt (fastlagt) dybde og ned. Den beregnede værdi repræsenterer iltkoncentrationen i vandet under skillefladen, som vi her kalder "bundvandet".

For det andet er sandsynligheden for at måle en lav værdi større, når man har mange togter, end når man har få, og den er større omkring september end i resten af året.



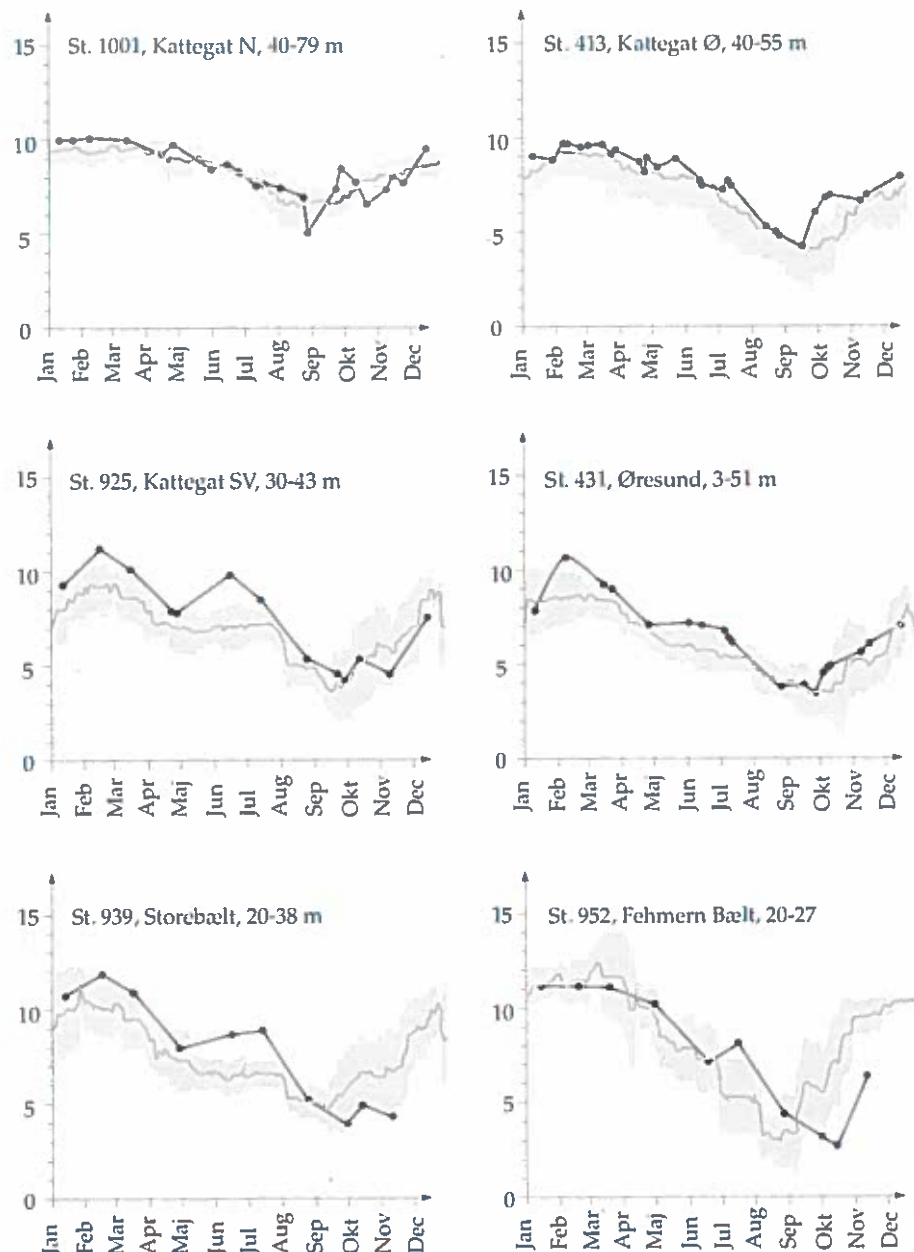
Figur 6.2 Stationer, hvor der blev konstateret iltsvind i 1993 ifølge data indsendt til Danmarks Miljøundersøgelser. Kortet er ikke helt dækkende i nogle områder (jf. figur 6.1).

Figur 6.3 viser den typiske årscyklus. Da antallet af togter har været stærkt svingende i 1970'erne og starten af 1980'erne, kan man derfor ikke basere en statistisk analyse på den mindste værdi fra hvert år. I stedet bruges en tidsvægtet middelværdi af afvigelse fra normalforløbet, som det fremgår af figur 6.3.

Bundvandets middelkoncentration i juli-oktober har udviklet sig over årene som vist i figur 6.4. På station 413 øst for Anholt har gennemsnittet for 1991-93 været signifikant højere end gennemsnittet for 1983-87, der bruges som mål for niveauet, da Vandmiljøplanen blev vedtaget (tabel 6.1), men på de øvrige fem stationer med pålidelige data er der ikke sket nogen forbedring.

Tabel 6.1 Test for stigning i juli-oktober-middelkoncentrationen af ilt i bundvandet i forhold til middel for referenceperioden 1983-87. s.e. står for standard error. P_{1993} angiver sandsynligheden for et enkelt år af tilfældige årsager at få en værdi ligeså høj som den, der blev registreret for 1993, hvis niveauet er uændret siden 1983-87. $P_{1991-93}$ angiver sandsynligheden for at få et gennemsnit for tre år, som er ligeså højt som det, der er registreret for 1991-93, hvis niveauet er uændret siden 1983-87. (Metoden er beskrevet i bilag 2).

Station	N	1983-87	1993		1991-93	
		middel ±s.e.	mg O ₂ /l	P ₁₉₉₃	middel	P ₁₉₉₁₋₉₃
1001 Kattegat N	5	6,94±0,06	7,17	0,076	7,02	0,21
413 Kattegat Ø	5	4,88±0,06	6,00	0,001	5,23	0,009
925 Kattegat SV	5	5,20±0,28	5,98	0,16	5,31	0,41
431 Øresund	5	4,34±0,28	4,84	0,25	4,12	0,67
939 Storebælt	5	5,28±0,33	5,70	0,32	5,48	0,36
952 Fehmern Bælt	5	4,81±0,25	4,96	0,41	4,28	0,87

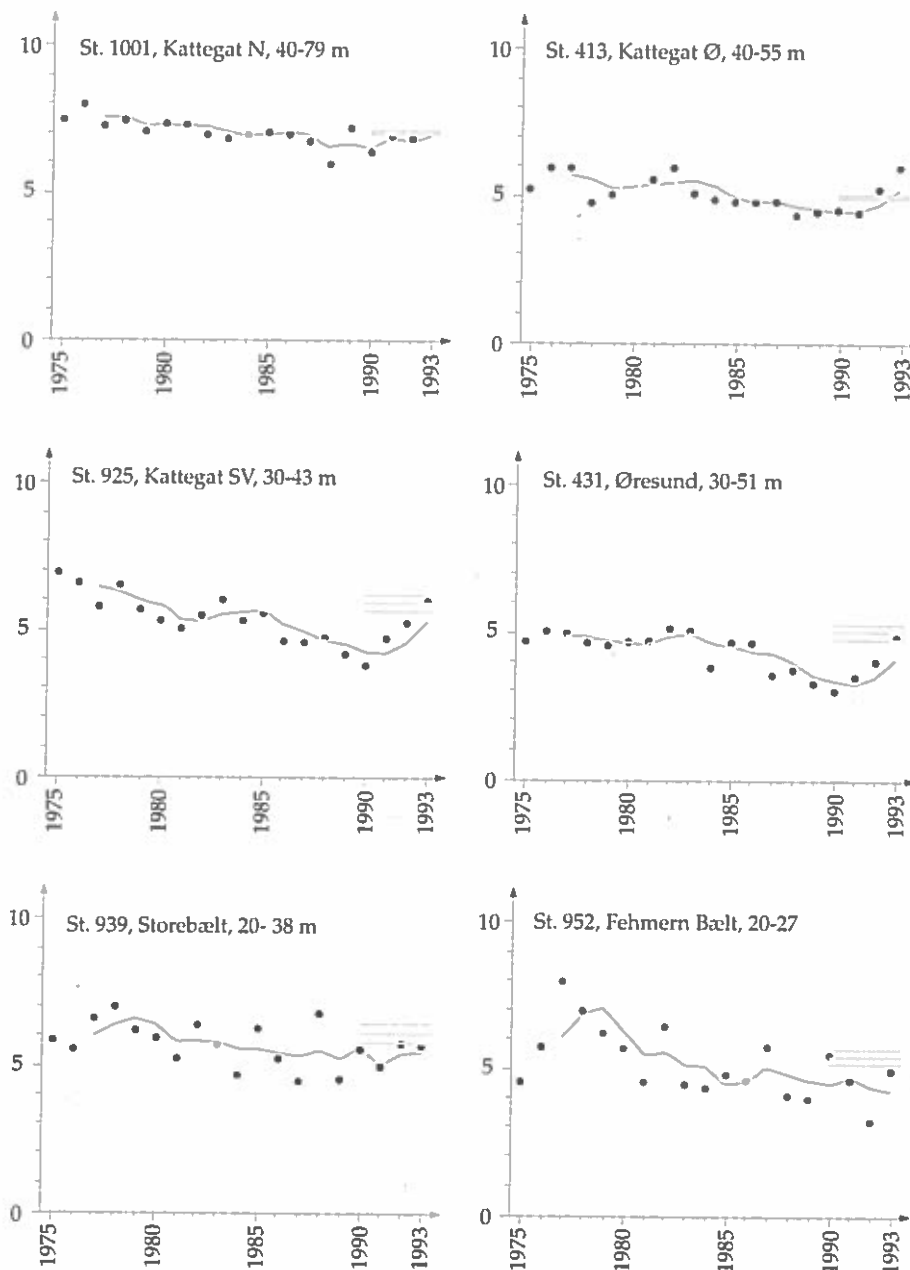


Figur 6.3 Årscyklus: bundvandets iltkoncentration i 1993 (tyk sort kurve med cirkler ved måleværdierne) og gennemsnit (lysere kurve) \pm 1 standardafvigelse for 1975-90 (grå zone). Stationernes beliggenhed fremgår af figur 4.5.

Det høje gennemsnit for de seneste tre år på station 413 skyldes især en meget høj værdi for 1993, der var usædvanligt derved, at der målttes høje iltkoncentrationer i begyndelsen af oktober (figur 6.3) som følge af indstrømning af iltrigt bundvand fra Skagerrak (afsnit 3.3). Selvom 1991-93 gennemsnittet altså er signifikant højere end i referenceperioden, er der derfor ikke grund til at tro på permanent forbedrede iltforhold.

Kystnære områder (amtsstationer)

Det er generelt meget svært statistisk at påvise en ændring i iltforholdene i lavvandede områder, fordi iltkoncentrationerne der er mere afhængige af de hydrografiske og meteorologiske betingelser, end de er i områder med langdeling: med de traditionelle statistiske metoder er der for stor ukontrolleret variation.



Figur 6.4 Udviklingen i bundvandets iltkoncentration i juli-oktober. Punkterne viser tidsvægtede middelværdier af afvigelserne fra normalforløbet på figur 6.3. Kurven viser det løbende gennemsnit af tre års midler, sådan at kurven f.eks. for 1993 viser gennemsnittet af værdierne for 1991, 1992 og 1993. Kurven er stiplede, der hvor det løbende gennemsnit ikke er beregnet på grund af manglende observationer et år. De tre grå streger ved 1990-93 viser grænserne svarende til P-værdierne 0,20 (nederst), 0,10 og 0,05 (øverst) for den statistiske test for stigende værdier siden 1983-87 (jf. tabel 6.1).

I de kommende år vil metodikken blive udviklet til at justere for en del af den meteorologisk/hydrografiske variation (datagrundlaget er ved at være til stede), men indtil da vil vurderinger være mere subjektive, erfaringsbaserede.

Amternes og Københavns Kommunes vurderinger viser, at den typiske udvikling i de kystnære farvande har været, at iltkoncentrationerne i bundvandet faldt næsten lineært fra 1975 til 1990, hvorefter de steg så meget, at niveauet i 1993 var det samme som i midten af 1980'erne (ligesom i de åbne farvande, jf. figur 6.4). Kun for dele af

Limfjorden og for Hevring Bugt rapporteres om forbedrede iltforhold siden Vandmiljøplanens vedtagelse. I lagdelte områder af det sydlige Lillebælt og det Sydfynske Øhav er iltforholdene oven i købet fortsat blevet værre i 1990'erne.

6.4 Konklusion

Iltforholdene var i 1993 bedre end i starten af 1990'erne, men iltkoncentrationerne i bundvandet var generelt ikke højere end ved Vandmiljøplanens vedtagelse i 1987; kun i dele af Limfjorden og i Hevring Bugt var der tegn på forbedring.

7 Bundfauna

7.1 Indledning

Bundfaunaens sammensætning og mængde i et område er et resultat af de livsbetingelser som har hersket igennem længere tid. Bundfaunaen er således en integrerende parameter ligesom bundvegetationen.

Sidste års temarapportering vedrørende bundfauna omfattede en detaljeret gennemgang af bundfaunaens tilstand i de enkelte farvande. Endvidere blev bundfaunadata fra udvalgte farvande underkastet multivariate analyser til belysning af udviklingstendenser i tid og rum.

Vurderinger af udviklingstendenser i bundfaunasammensætningen ud fra data fra et ekstra år, vanskelig, uanset hvor lang en tidsserie man har til rådighed. Dette års rapportering vil derfor være begrænset til en omtale af specielle hændelser såsom f.eks. bundfaunadød og markante afvigelser i forhold til de hidtidige udviklingstendenser i de lange tidsserier.

En summarisk status for de mere langsigtede udviklingstendenser i bundfaunaen i de enkelte farvandsområder vil blive præsenteret fulgt af en vurdering af de seneste års specielle hændelser og eventuelle afvigelser i forhold til den hidtidige udvikling i områdets fauna. De foreliggende data fra de enkelte farvandsområder er af meget variende omfang i tid og rum, hvilket medfører, at det i nogle områder er meget vanskeligt at vurdere en udviklingstendens.

7.2 Status for de kystnære områder

Tidsserier fra transekter omkring Ho Bugt og Rømø findes fra 1980. Den generelt stigende biomasse som også er observeret i det Holandske Vadehav (Beukema, Cadée, 1986; Beukema, 1991) synes at være vendt til en tilbagegang i individtæthed og biomasse igennem de seneste år. Denne tilbagegang kan ikke forklares som et resultat af en mindsket belastning, idet en sådan ikke har fundet sted. Faldet i individtæthed og biomasse er formentlig forårsaget af den lange periode med meget milde vintre. Voksne individer af filtrende muslinger såsom hjertemusling, *Cerastoderma edule* er nemlig i stand til at forhindre unge individer i at etablere sig, hvilket betyder at en kraftig rekruttering af nye individer kun sker efter kolde vintre som slår de voksne individer ud. De seneste års milde vintre har således medført en manglende rekruttering af unge individer samtidigt med at de gamle individer forsvinder som følge af almindelig dødelighed.

Det er endvidere muligt at de milde vintre medfører et så forhøjet stofskifte at der er en mindsket udvikling af kønsprodukter.

En øget udbredelse af fænomenet "black spots" synes at have fundet sted i Vadehavet. "Black spots" opstår som følge af store forekomster af fritflydende makroalger som samles i store måtter på vadefladerne, hvor de kan ligge i længere perioder, hvorved iltfrie forhold

opstår under disse måtter og bunddyrene dør. Algemåtter har dog ikke forekommet på amternes monitoringsstationer i Vadehavet.

De kystnære dele af Skagerrak

Tidsserier af bundfauna fra de kystnære dele af Skagerrak findes siden 1986 fra 2 transekter ved henholdsvis Skiveren og Blokhus på 4-20 m's dybde. Disse serier udviser ingen generelle træk gennem tiden, men der er som forventet store udsving i både biomasse og individtæthed fra år til år.

Limfjorden

Bundfaunaen i Limfjorden har været overvåget på 19 stationer (2 gange årligt) af Limfjordsamterne siden 1978, og et godt historisk materiale eksisterer i form af undersøgelser foretaget af Den Danske Biologiske Station i første halvdel af dette århundrede. For en beskrivelse af dette historiske materiale henvises der til 1993-rapporten.

Der er i det historiske materiale konstateret store udsving i artsantal (Hylleberg, 1992), hvilket understreger at faktorer, som ikke kan relateres til eutrofiering, skal tages i betragtning. Faunaen i Lovns Bredning, Skive Fjord og Thisted Bredning må dog betegnes som reduceret i forhold til en naturlig baggrundstilstand. I disse områder forekommer iltsvind næsten årligt.

Sammenlignes udviklingen i antallet af arter og individer samt biomassen på de enkelte stationer i Limfjorden, 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 1978-84. Denne forskel skyldes primært de filtrerende muslinger *Corbula gibba* og *Mytilus edulis*. I Nissum Bredning, som ikke har været udsat for iltsvind, er væksten af den dominerende art *Corbula gibba* forøget i nutiden i forhold til starten af dette århundrede (Jensen, 1990), hvilket tolkes som et resultat af en øget belastning med næringssalte.

På de vestlige og centrale stationer i Limfjorden er der generelt observeret en tilbagegang i artsantal, individtæthed og biomasse, medens der har været en opgang i artsantal, individtæthed og biomasse på hovedparten af de sydlige og østlige stationer. Årsagen til den observerede tilbagegang i faunaen på de vestlige og centrale stationer er uvis, medens fremgangen på f.eks. stationen i Skive Fjord formentlig skyldes mindre omfattende iltsvind i de seneste år. Fremgangen i denne del af Limfjorden er med stor sandsynlighed brudt nu i 1994, hvor et langvarigt iltsvind fandt sted.

Nissum Fjord

En kortere tidsserie af bundfaunadata findes fra Nissum Fjord, idet serien med samme prøvetagningsmetodik kun går tilbage til 1989. De observerede udsving i bundfaunaens arts- og individtal synes i høj grad at kunne relateres til forkomsten af isvintre. En markant forøgelse i biomassen i 1993 som følge af vækst hos muslinger kan ikke umiddelbart relateres til ændrede eutrofieringsforhold.

Ringkøbing Fjord

Faunaen i Ringkøbing Fjord er undersøgt i året 1987 samt årligt siden 1989. Ingen større kvantitative ændringer har fundet sted i denne periode, og de observerede udsving kan i stor grad forklares ud fra klimatiske forhold samt indvandring af den nye art, *Marezzelleria viridis*. Saltvandsarternes andel af faunaen synes at være øget siden

indførelsen af en ny slusepraksis i 1987, hvorved der bliver lukket mere vand ind i fjorden fra Vesterhavet.

Kystnære dele af Nord-Kattegat

I det nordlige Kattegat findes bundfaunadata fra 2 transekter siden 1984. Ingen markante ændringer igennem tiden kan observeres på hverken Jerup- eller Dokkedal-transektet.

En markant rekruttering af børsteormen *Polydora caeca* har i 1993 medført en øget individtæthed og biomasse på enkelte stationer på begge transekter. Årsagen til denne massive rekruttering som også blev observeret i 1988 er ukendt, men er sandsynligvis gode vækstbetingelser for de fritsvømmende larver af denne art i disse år.

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, medens 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.

Hevring Bugt

Tidsserier fra Hevring Bugt siden 1989 viser tilsyneladende et fald i individtætheden fra 1989 til 1991. Dette fald kan dog ikke relateres til iltsvind i området. I 1993 var der som på de nordjyske stationer en massiv forekomst af børsteormen *Polydora caeca*.

Farvandet ud for Fornæs

Bundfaunadata fra Fornæsområdet findes fra 1981 og frem. Der er observeret en stigende biomasse i perioden 1986-1989 som er sammenfaldende med tendenser i det nordlige Kattegat, men det skal bemærkes at de fundne svingninger i bundfaunaens sammensætning i perioden 1986-1990 ikke synes at kunne relateres til parametre som har nogen sammenhæng med eutrofieringsniveauet.

Sjællands nordkyst

Kortere tidsserier fra 1989-1993 viser ingen markante udviklingstendenser

Århus Bugt og Kalø Vig

Årlige bundfaunadata findes fra 1981 i dette område. Serien udviser ingen klar tidlig udvikling i individtæthed og biomasse. Høje individtætheder er observeret i enkelte år, og kan i flere tilfælde forklares som rekolonisering efter kraftige iltsvind. Under det hidtil kraftigste iltsvind i 1981 forsvandt faunaen stort set totalt på dybder større end 12 m. Reetablingen af faunaen fandt sted efter 4 års forløb (Fallesen, 1992), men faunaen var da præget af en anden artssammensætning, 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 som medførte, at en arts- og individrig fauna kunne etablere sig i nærområdet. Generelt er iltforholdene i Århus Bugt og Kalø Vig forbedret i 1990-1993 i forhold til forholdene i 80'erne. De forbedrede iltforhold har resulteret i at arter, som er følsomme over for lave iltkoncentrationer, er tiltaget i hyppighed og udbredelse. Omkring den lokale punktkilde har en stabil og talrig population af muslingen *Abra alba* etableret sig. En permanent fauna er dog ikke etableret i et område 1-2 km syd for denne punktkilde.

- Horsens Fjord* Bundfaunaen er monitoreret i denne fjord siden 1989, hvor et kraftigt iltsvind reducerede faunaen kraftigt. I de følgende år har en reetablering af faunaen fundet sted. Der er i de foreliggende data ingen indikationer på at miljøforholdene har ændret sig væsentligt trods en betydelig reduktion i belastningen af fjorden med byspildevand.
- Vejle Fjord* Årlige prøvetagninger af bundfaunaen i Vejle Fjord siden 1989 har vist, at fjorden ligesom Horsens Fjord var præget af lave arts-, individ- og biomassetal i 1989. Reduktioner i individ- og biomassetal i den indre del af fjorden i 1992 er sandsynligvis forårsaget af anoxiske forhold under tætte lag af søsalat, *Ulva lactuca*. Et iltsvind i oktober 1993 førte tilsyneladende til overdødelighed blandt muslingerne *Abra alba* og *Mysella bidentata* på en station i den ydre del af Vejle Fjord. Generelt må man konkludere, at der ikke er nogen tegn på forbedringer i miljøtilstanden i fjorden.
- Kolding Fjord* Iltforholdene i Kolding Fjord har ikke været så dårlige i perioden 1989-93, at det har kunnet påvirke bundfaunaen. Ligesom i Vejle Fjord synes måtter af søsalat dog at have forårsaget en reduktion i biomassen i 1992. En kraftig stigning i individantallet i 1993 er primært forårsaget af en kraftig rekruttering af sandmusling, *Mya arenaria*.
- Haderslev Fjord* Bundfaunaen i Haderslev Fjord, som er monitoreret på én station siden 1989, er individ- og artsfattig, og faunaen er karakteristisk for brakvandsområder med høj organisk belastning. Et iltsvind i 1992 reducerede faunaen kraftigt, hvorefter individantallet steg markant til 1993, hvor man ikke observerede iltsvind i fjorden.
- Genner Fjord* Faunaen, som er monitoreret siden 1989, er her relativt artsfattig. Individtætheden var i 1992-93 signifikant højere end i de foregående år, hvilket formentlig er forårsaget af forbedrede iltforhold i de seneste år.
- Åbenrå Fjord* Faunaen, som er monitoreret på 2 stationer siden 1989, er i den yderste del af fjorden yderst artsfattig og består af eutrofieringstolerante arter. Generelt er arts- og individantallet meget svingende som følge af iltsvind i nogle år.
- Augustenborg og Als fjorde* Faunaen i Augustenborg Fjord må betegnes som reduceret og præget af eutrofieringstolerante arter. En meget kraftig stigning i individantallet i den yderste del af fjorden i 1993 er forårsaget af en rekruttering af muslingen *Abra alba* og børsteormen *Pectinaria koreni*. I Als Fjord er faunaen ligeledes præget af eutrofieringstolerante arter, og en stigning i individantallet har også her fundet sted i 1992 og 1993, men er her primært forårsaget af Hampefrømusling, *Corbula gibba*. De observerede stigninger i individtætheden er formentlig et resultat af relativ gode iltforhold i de senere år.
- Flensborg Fjord* Faunaen i Flensborg Fjord som i årene 1989-90 var præget af iltsvindhændelser, viste i 1991-92 en fremgang hvad angår arts- og individantal. Arts- og individantallet synes dog at falde i 1993, men det skal bemærkes at et uheldigt skift i prøvetagningstidspunkt fra august til oktober-november vanskeliggør en klar fortolkning af de observerede forskelle.

Lillebælt

Et godt datamateriale findes fra dette område i form af tidsserier siden 1985 (enkelte stationer siden 1977) samt i form af et historisk materiale fra starten af dette århundrede. Et genbesøg på disse historiske stationer udført i 1990 viste at faunaen i mange områder er forarmet i forhold til starten af dette århundrede.

En tidsserie fra det nordlige Lillebælt synes at vise en fremgang for faunaen siden 1991 i overensstemmelse med forbedrede iltforhold i disse år. Individttætheden på denne station er i 1993 den højeste siden 1984. Et langvarigt iltsvind i den sydlige del af Lillebælt i august-november ($< 2 \text{ mg/l}$) medførte, at stationen nord for Als var næsten uden dyreliv i 1993, medens faunaen på en station nord for Ærø blev kraftigt reduceret hvad angår arts- og individantal.

Farvandet omkring Fyn

Fra farvandet omkring Fyn foreligger en række lange tidsserier baseret på en ensartet metodik. Generelt udviser disse tidsserier ingen tendens, men i visse områder er der relativt store udsving i individtæthed og biomasse som formentlig er relateret til lokale iltsvind. I flere områder, såsom Båring Vig, synes situationen at være i bedring i de seneste år.

Øresund

En enkelt tidserie af længere varighed eksisterer fra dette farvandsområde. Denne dataserie viser tilsyneladende et fald i individtæthed og biomasse indtil 1986 fulgt af en stigning, som bevirker, at faunaen i 1993 ikke er væsentlig forskellig fra starten af 80'erne. Faunaen monitoreres på en lang række andre stationer, men ingen af disse er monitoreret i mere end 5 år. Faunaen viser store variationer med hensyn til individtæthed og biomasse fra år til år, hvilket kan forklares ved, at forekomsten af iltsvind er meget variabel. Mange arter i dette område lever endvidere på grænsen af deres tolerance over for lave og svingende salinitetsforhold, hvilket ligeledes kan forklare de observerede svingninger i individtæthed og biomasse. Faunaen er i flere områder præget af eutrofieringstolerante arter, og sparsomme forekomster af krebsdyr, som generelt er følsomme over for dårlige iltforhold, er markant.

Køge Bugt

Faunaen i Køge Bugt, som er fulgt gennem årlige prøvetagninger på 4 stationer siden 1988, er præget af arter, som tilhører, hvad man betegner et *Macoma*-samfund. Ingen større, generelle ændringer synes at have fundet sted i perioden 1988-1993, bortset fra et markant fald i krebsdyrenes individantal, ligesom det er observeret i Øresund. Dårlige iltforhold er observeret i juli 1991, hvor der på én station blev observeret "liglagen" (svovlbakterier) og rådneende fedtemøg.

Isefjord

Tidsserier fra 1988 findes fra denne fjord, hvor det ikke er muligt at se nogen generel tendens i faunaens sammensætning. Et markant fald i individtæthed og biomasse i 1991 var formentlig et resultat af et kraftigt iltsvind i efteråret 1990. Et iltsvind i efteråret 1992 var tilsyneladende af for kort varighed til at medføre effekter på bundfaunaen i 1993.

Roskilde Fjord

Faunaen i Roskilde Fjord, som på en enkelt station er fulgt siden 1986, udviser store variationer i individantal. Faunaen er væsentlig mindre artsrig end i Isefjorden, hvilket givetvis er en del af forklaringen på den store variation i det samlede individantal. Fortolkningen

af data kompliceres endvidere af at iltsvind i fjorden også forekommer i forbindelse med isdække.

Farvandedene i Storstrøms Amt

Faunaen i Storstrøms Amts farvande er monitoreret på en række stationer siden 1987. Faunaen er præget af store svingninger i individantal og biomasse som ikke umiddelbart kan relateres til enkelte parametre. Mange arter lever i dette område på grænsen af deres salinitetstolerance, hvilket medvirker til de store variationer.

7.3 Status for de åbne farvande

Nordsøen

Undersøgelser af faunaen i Nordsøen har dokumenteret stigende biomasse på Dogger Banke (Kröncke, 1990; Kröncke, 1992) og i Tyske Bugt (Rachor, 1990; Kröncke, Rachor, 1992). Et skift i artssammensætningen synes at have fundet sted, idet længerelevende arter er gået tilbage, medens arter som betegnes som opportuniste er gået frem. Ingen signifikante ændringer i de klimatiske forhold synes at have fundet sted i denne periode. Den mest sandsynlige forklaring på de beskrevne ændringer i bundfaunaens biomasse og sammensætning er en øget eutrofiering. I Tyske Bugt er der således dokumenteret en stigning i nitratkoncentrationen med en faktor 4-5 siden starten af 1960'erne (Radache, Bohle-Carbonell, 1990). Fosfatkoncentrationen er ligeledes steget indtil starten af 1980'erne, hvorefter koncentrationen er faldet. En stigende fytoplanktonbiomasse er endvidere konstateret (Berge, Radach, 1985) i dette område.

Bundfaunaen i dele af Tyske Bugt og udfør den danske Vesterhavs-kyst var påvirket af iltsvind i perioden 1981-83 (Nierman *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 reduktion fandt sted allerede i 1984, og i 1986 synes faunaen igen at være reetableret. Data fra de 3 danske monitoringsstationer i 1993 viste ingen markante ændringerne i forhold til de forudgående år.

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 slangestjernen *Amphiura filiformis*. Undersøgelser synes at vise at den øgede biomasse er ledsaget af en øget vækst og produktion af denne art (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. Ligesom i Nordsøen tolkes den øgende biomasse som et resultat af en øget eutrofiering i området.

En analyse af data fra stationer i Skagerrak og Kattegat i 1970'erne og i -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.* 1993). En lignende sammenhæng mellem afstrømning og individtæthed findes på et flertal af stationerne.

Kattegat

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). Længere tidsserier i det sydlige Kattegat findes kun fra en enkelt station. På denne station synes biomassen at

være i tilbagegang fra 1983 til 1988, fulgt af en stigning siden da. Et genbesøg på Petersens gamle stationer i 1989 i det sydlige Kattegat (Petersen, 1913) viste en generel tilbagegang i biomassen på disse stationer i forhold til 1984 (Pearson *et al.* 1985; Josefson & Jensen, 1992), og den største reduktion (70-80 %) fandt sted på stationer, som ligger i det område, hvor der i efteråret 1988 blev målt iltkoncentrationer under 1,4 mg/l. 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. I 1993 viste faunaen ingen markante udsving sammenlignet med tidligere år.

Østersøen

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. I 1989 fandtes overhovedet ingen makrofauna på stationen, hvilket formentlig er et resultat af det kraftige iltsvind i efteråret 1988. I 1993 fandtes en meget sparsom fauna, efter at man i efteråret 1992 målte den hidtil laveste iltkoncentration i området (0,3 mg/l).

Den tilbagegang i individtæthed og biomasse, som er observeret på denne station, 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.

7.4 Konklusion

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 primært formodes at være et resultat af en mindre afstrømning i disse år. Denne formodning støttes af denne vinters (1993-94) store afstrømning fulgt af sommerens omfattende iltsvind i mange fjordområder. I enkelte områder har en reduktion i belastningen fra lokale punktkilder medvirket til forbedringer i bundfaunaens sammensætning og mængde.



8 Bundvegetation

8.1 Indledning

Bundvegetationen indgår som en værdifuld parameter i overvågningen af kystvandene. Planternes forankring i bunden, deres forholdsvis lange levetid og deres påvirkelighed overfor bl.a. lys- og næringssaltniveauer gør at vegetationens forekomst og udbredelse med fordel kan inddrages ved en samlet vurdering af vandkvaliteten.

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 og med 1991 blev endvidere gennemgået.

Ved dette års rapportering gives en kort oversigt over de væsentligste ændringer i vegetationsforholdene mellem 1992 og 1993. Der fokuseres især på ålegræssets udvikling, idet der i 1992 flere steder blev konstateret væsentlige reduktioner i bestandene (Ærtebjerg *et al.*, 1993). Desuden beskrives vegetationsudviklingen i udvalgte lokaliteter, hvor belastningen med både kvælstof og fosfor er faldet betydeligt, og hvor det derfor forventes, at de første tegn på forbedringer i bundvegetationens tilstand vil vise sig.

8.2 Udviklingstendenser for blomsterplanter i 1993

Ved vegetationsundersøgelserne i sommeren 1992 blev der rundt omkring i landet konstateret reduktioner i ålegræssets udbredelse i forhold til 1991. De rapporterede reduktioner varierede fra en nedsat skudtæthed og dybdeudbredelse til en total eliminering af bestandene. Tilbagegangen blev registreret i mange lokaliteter i Sønderjylland og omkring Fyn samt i Randers Fjord, Limfjorden og Roskilde Fjord (Ærtebjerg *et al.*, 1993). I det følgende beskrives udviklingen i blomsterplanternes forekomst og dækningsgrad i perioden fra 1992 til 1993, idet der vil blive lagt særlig vægt på en beskrivelse af de lokaliteter, hvor forekomsten af ålegræs blev markant reduceret i 1992.

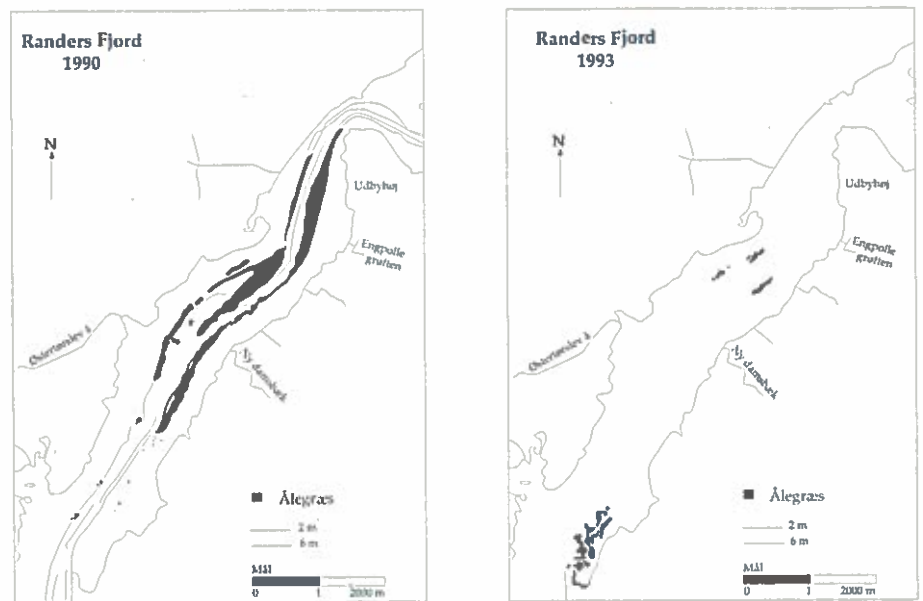
Limfjorden

I Limfjorden blev der i 1992 på lavt vand registreret brune eller udgåede ålegræsbevoksninger lokalt i den nordlige del af Løgstør Bredning, i Nibe Bredning samt sydvest for Mors. På et af transekterne sydvest for Mors var ålegræssets dækning forøget i 1993 sammenlignet med 1992, men på de øvrige lokaliteter var der generelt sket yderligere reduktioner i ålegræssets forekomst på lavt vand mellem 1992 og 1993. I Risgårde Bredning blev der ligeledes registreret reduceret dækning af ålegræs i 1993 sammenlignet med 1992. En medvirkende årsag til reduktionerne kan være, at der på flere af transekterne blev registreret udbredte forekomster af den skorpeformede rødalge *Pneophyllum lejolisi* som epifyt på ålegræsset. I Langerak ved Lindenborg Å blev der i 1992 registreret en markant reduceret dækningsgrad for ålegræs. I 1993 var der i områder sket en retablering af ålegræsset på en dybde af 1-2 meter, men generelt var ålegræssets dækning på lavt vand yderligere reduceret i 1993 i Langerak. I området mellem Jegindø og Nees Sund, som gennem de sidste fire år har været friholdt for muslingefiskeri, var der på de

fleste transekter sket en forøgelse af ålegræssets dybdegrænse og/eller dækning på dybere vand. Derimod var der på flere strømeksponerede transekter sket en erosionsbetinget reduktion af dybdegrænsen i løbet af den meget blæsende sommer, ligesom mekanisk påvirkning fra skrabende fiskeredskaber havde reduceret dybdegrænsen enkelte steder. Den gennemsnitlige dybdeudbredelse af ålegræs i Limfjordens delområder viser ingen gennemgående udviklingstendens gennem perioden 1990-93.

Ringkøbing og Nissum Fjord

I Ringkøbing Fjord blev der i 1993 for første gang i mange år registreret ålegræs, idet der på nordsiden af Havrvig Grund var etableret en afgrænset bevoksning af ålegræs. Forekomsten af ålegræs i 1993 hænger formentlig sammen med, at fjordens saltholdighed blev øget i 1993. De øvrige blomsterplanters vertikale og horisontale udbredelse var stort set uforandret i 1993 sammenlignet med 1992. I Nissum Fjord forekommer ålegræs udelukkende i det nordlige fjordafsnit, Bøvling Fjord. Siden 1989 er der her sket en mindre forøgelse i ålegræssets udbredelse, og denne udvikling fortsatte i 1993. Nissum Fjords sydligste del, Felsted Kog, var i 1993 stort set vegetationsløs, idet de sparsomme bevoksninger af hjertebladet vandaks og duskvandhår var forsvundet, formentlig som følge af stigninger i saltholdigheden.



Figur 8.1 Udbredelsen af ålegræs i Randers Fjord i 1990 og 1993. (Data fra Århus Amt, 1994).

Randers Fjord

I Randers Fjord skete der i perioden mellem 1990 og 1992 en omfattende reduktion i ålegræsbestandene, og i 1993 voksede der kun større bestande af ålegræs i et område ved kanalen og langs sejlrenden syd for Udby (figur 8.1). I den indre og midterste del af Randers Fjord var der i 1993 fortsat yderst sparsomme forekomster af rodfæstede planter, og det skønnes, at udbredelsen i disse områder var uændret sammenlignet med årene 1974-75 og 1990, hvor vegetationen ligeledes blev undersøgt.

Vejle og Horsens Fjord

På de 3 inderste transekter i Vejle Fjord er der ikke registreret ålegræs ved undersøgelserne i 1991-93 i modsætning til tidligere år. Herud-

over er der ikke registreret væsentlige ændringer i ålegræssets udbredelse i Vejle og Horsens Fjord gennem perioden 1988-93.

- Kolding Fjord* I Kolding Fjord var ålegræssets dækningsgrad svagt forøget i 1991-93 sammenlignet med perioden 1988-90. Ålegræsset forsvandt fuldstændigt i Gudsø Vig i den ydre del af Kolding Fjord i 1992, og bestanden var ikke retableret i 1993.
- Juelsminde* Dækningsgraden af ålegræs langs kysten ud for Juelsminde er forøget fra at være ca. 10% i perioden 1988-90 til ca. 20% i perioden 1991-93. Dybdegrænsen for udbredelsen af ålegræs har derimod ikke ændret sig siden 1988.
- Endelave* Ålegræs forsvandt også på to transekter ved Endelave i 1992, men arten blev påny registreret på disse transekter i 1993. Ålegræs har dog aldrig haft en dominerende rolle i området, da bunden overvejende er stenet/gruset.
- Haderslev Fjord* I den ydre del af Haderslev Fjord var ålegræssets dækning og dybdeudbredelse yderligere reduceret i 1993 sammenlignet med 1992 (fra ca. 3 m til ca. 2,3 m). Derimod var udbredelsen af havgræs tiltaget i fjordens mellemste del i 1993.
- Genner Fjord* En udbredt settling af blåmuslinger reducerede ålegræssets udbredelse i Genner Fjord i 1993 på en enkelt transekt, men herudover var der ikke sket ændringer hverken i Genner Fjord eller området omkring Barsø.
- Åbenrå Fjord* I Åbenrå Fjord lå dybdegrænsen for ålegræs på samme niveau som i 1992, hvor den var reduceret med 1-2 meter i forhold til 1991. I fjordens inderste del blev der på et enkelt transekt i 1993 registreret en reduceret dækning i forhold til undersøgelserne i 1992.
- Augustenborg Fjord* I Augustenborg Fjord, hvor ålegræs forsvandt i 1992, var der ikke tegn på retablering af ålegræsbestandene i 1993, og i den indre del af Als Fjord var forekomsten af ålegræs yderligere reduceret i 1993.
- Flensborg Fjord* I Flensborg Fjord var ålegræssets dybdegrænse uændret i forhold til perioden 1989-92, men ved Hørup Hav var ålegræssets udbredelse væsentligt reduceret i forhold til tidligere undersøgelser.
- Rømø* Omkring Rømø var biomassen af blomsterplanter steget i forhold til 1992.
- Fyn* Ålegræsset forsvandt fuldstændigt i afgrænsede områder af den nordlige del af Odense Fjord i 1992, men i 1993 var der igen etableret en forholdsvis tæt bestand af ålegræs i disse områder. Tilsvarende forsvandt ålegræsset næsten helt i vinteren 1991/1992 i Gamborg Fjord, men her var bestandene ikke genetableret i 1993. I den yderste del af Helnæs Bugt blev der i 1993 konstateret uddøen af ålegræs i dybdeintervallet 0,5-1,5 meter. Der er ikke observeret andre ændringer i ålegræssets forekomst i farvandene omkring Fyn i 1993.
- Storstrøms-området* Ved Knudshoved Odde var ålegræssets dybdegrænse forøget fra 6,9 meter i 1992 til 7,7 meter i 1993. Bortset herfra blev der i Storstrøms-området ikke konstateret væsentlige forandringer i udbredelsen af ålegræs fra 1992 til 1993.

Køge Bugt

I Køge Bugt var ålegræssets udbredelse og biomasse fortsat lille, og dybdegrænserne var uændrede. Der var dog sket en svag forøgelse af ålegræssets dækningsgrad, skudtæthed og biomasse i 1993 på trods af de store forekomster af fedtemøg. Udbredelse og dækning af ålegræs var stort set også uforandret ved Amager sydkyst, Svane-møllebugten, Saltholm, Tårnbæk, Gilleleje og Nivå.

Roskilde Fjord og Isefjord

I den sydlige del af Roskilde Fjord blev dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse reduceret fra ca. 2,6 meter i 1991 til ca. 1,5 meter i 1992. I 1993 blev dybdegrænsen igen øget til ca. 1,9 meter. I Vellerup Vig i Isefjorden er der ikke konstateret væsentlige ændringer i ålegræssets udbredelse gennem årene 1989-93, men den laveste dybdegrænse i den nævnte periode blev registreret i 1992.

Generelt beskudne ændringer i ålegræsbestandene i 1993

På landsplan tegnede der sig således et varieret billede for udviklingen af ålegræsbestandene i 1993. De lokale reduktioner i ålegræssets udbredelse, der blev konstateret i 1992, fortsatte i mindre omfang i flere lokaliteter i Sønderjylland og enkelte steder på lavt vand i Limfjorden mellem 1992 og 1993. Der var ikke tegn på en retablering af de bestande, som forsvandt i 1992 i Augustenborg Fjord, Als Fjord, Gamborg Fjord og Gudsø Vig i Kolding Fjord. I Roskilde Fjord samt kystvandede omkring Fyn var der derimod ikke sket en yderligere reduktion i ålegræssets udbredelse i 1993, og ålegræsbestandene, der var forsvundet fra Odense Fjord i 1992, var ved at retableres.

Ålegræs kan dels sprede sig ud fra eksisterende bestande ved dannelse af sideskud fra jordstængler og ved frøformering. Desuden kan nye bestande etableres ud fra løsrevne skud. Undersøgelser fra en lavvandet lokalitet i Limfjorden viser, at individuelle ålegræsbevoksninger øger deres diameter med gennemsnitligt 16 cm per år som følge af dannelse af sideskud fra jordstænglerne (Olesen & Sand-Jensen, 1994). Ålegræsspredning via jordstængler er således en langsom proces (Christensen & Sortkjær, 1994). Nye bestande kan derimod relativt hurtig etableres ved frøformering i områder, hvor nærings- og lysforholdene er væsentligt forbedret, og frøspredning kan være vigtig i forbindelse med kolonisering af nye områder. Undersøgelser i Århus Bugt i juni 1993 viste, at ålegræsset havde spredt sig 300-400 meter svarende til en forøgelse i dybdeudbredelsen på ca. 3 meter (Nielsen & Olesen, 1994). Nyetablerede frøplanter er imidlertid meget sårbare, da de er dårligt forankrede i bunden og kun har en begrænset energireserve i frøet og i de korte jordstængler. De nyetablerede bestande er derfor afhængige af længere perioder med gunstige vækstvilkår for at kunne etablere blivende bestande, og overlevelsesprocenten for frøplanter er således ringe (Olesen & Sand-Jensen, 1994).

8.3 Udviklingstendenser for makroalger i 1993

Kystnære områder

I det følgende opsummeres de væsentligste forandringer, der blev registreret for makroalgevegetationen i 1993. I mange lokaliteter var sammensætningen og udbredelsen af makroalgerne uforandret sammenlignet med 1992, og vegetationsforholdene i disse områder vil ikke blive omtalt her.

Udbredelsen af eutrofieringsbetingede makroalger var i 1993 gene-

Kun få ændringer i makroalgevegetationen

relt reduceret i Limfjorden, i det sønderjyske område, på de nordligste og midterste transekter i Lillebælt samt omkring Fyn. I Ringkøbing Fjord var der i modsætning til 1992 kun sporadiske forekomster af løstliggende trådalger, men til gengæld var forekomsten af epifytter på blomsterplanter forøget. I Nissum Fjord samt i Karrebæk Fjord og Knudshoved Odde var forekomsten af eutrofieringsbetingede makroalger derimod forhøjet i 1993. Det samme var tilfældet i Horsens Fjord (se afsnit 8.3.1). Endelig var der betydeligt forøgede forekomster af eutrofieringsbetingede bentiske mikroalger i Flensborg og Genner Fjorde. I Vadehavet blev der i 1993 for første gang foretaget vegetationsundersøgelser. Der blev registreret udbredte forekomster af hurtigtvoksende makroalger som søsølt *Ulva lactuca*, rørhinde *Enteromorpha* spp. og krølhårstang *Chaetomorpha linum*.

På en række transekter i Limfjorden var dybdegrænsen for den fastsiddende algevegetation forøget i forhold til 1992, og dybdegrænsen var de fleste steder bestemt af substrattilgængeligheden. På helt lavt vand var dækningsgraden af makroalger på nogle af transekterne derimod reduceret, hvilket muligvis skyldes de blæsende vejrforhold i juni-juli 1993. Også i Åbenrå Fjord og i mindre grad i Flensborg Fjord og ved Stevns Klint var algernes dybdegrænse forøget. Ved Knudshoved Odde var dybdeudbredelsen af makroalger forøget fra 9,4 meter i 1992 til 10,4 meter i 1993. I Als Fjord og Augustenborg Fjord var dybdegrænsen for makroalger derimod betydeligt reduceret på en del transekter, og på samtlige transekter var artsantallet faldet sammenlignet med 1992 - specielt manglede en del forårsarter. Omkring Fyn var vegetationens artsdiversitet og udbredelse forøget på de fleste lokaliteter.

Butbladet sargassotang (*Sargassum muticum*) har siden 1984 bredt sig hurtigt i Limfjorden. I 1993 forekom algen i hele Limfjorden bortset fra Skive Fjord og Lovns Bredning. Tvedelt bændelalge (*Dictyota dichotoma*) ekspanderer også fortsat. I 1993 blev den for første gang registreret i den centrale del af Løgstør Bredning samt i Skibsted Fjord.

Stenrev

Dybdeudbredelsen af den samlede algevegetation på de eksponerede stenrev i Kattegat har ikke ændret sig væsentligt i 1993 sammenlignet med de foregående år. De oprette makrofyter, primært bugtet ribbeblad (*Phycodrys rubens*) samt arter som f.eks. tandtang (*Odonthalia dentata*) og kødblade (*Dilsea carnosus*) træffes fortsat på vanddybder større end 20-25 meter, hvor der er egnet substrat.

Savtang (*Fucus serratus*) blev registreret ved århundredeskiftet på 5 af de 8 lokaliteter som indgår i overvågningsprogrammet. I perioden 1989-1992 blev arten kun fundet på Briseis Flak mellem Hesselø og Grenå men fra juni til august 1993 blev den etableret med mindre bestande både ved Vejrhø nordøst for Samsø på 2 og 4,5 meters dybde samt på Schultz Grund mellem Sjællands Odde og Ebeltoft på 7 meters dybde.

Dækningsgraden af trådformede epifytter på den øvrige vegetation på de eksponerede rev i Kattegat var ikke stor i 1993 og bestod primært af *Ceramium rubrum*. *Ectocarpus* blev ikke registreret i nævneværdig grad.

Vegetationen på stenrev ikke ændret væsentligt

Kun få epifytter

Settling af blåmusling

Større bestande af nyligt bundslåede blåmuslinger blev fundet både ved Vejro og på Schultz Grund uden at disse på undersøgelsestidspunktet havde påvirket vegetationen på de pågældende lokaliteter.

Sjældne og nye arter

I den nordlige del af Kattegat blev der i 1993 registreret usædvanlig mange eksemplarer af sjældne algearter som f.eks. *Schmitzia neapolitana* og *Antithamnionella floccosa*, samt en art der ikke tidligere er fundet i danske farvande, *Compsothamnion gracillimum*.

8.4 Eksempler på vegetationens udvikling i områder, hvor næringsstofbelastningen er reduceret

Kvælstoftilførslen fra land er kun reduceret til få lokaliteter

Kvælstof er typisk det begrænsende næringssalt for primærproduktionen i kystnære områder (Granéli *et al.*, 1990; Pedersen, 1993). Hovedparten af den eksterne kvælstoftilførsel til de fleste lokaliteter udgøres af den diffuse afstrømning, og tilførslerne herfra er endnu ikke blevet reduceret (Svendsen *et al.*, 1994). Belastningen fra punktkilder er derimod reduceret mange steder som følge af en forbedret spildevandsrensning. Eventuelle belastningsbetingede effekter på bundvegetationen skal derfor søges i områder, hvor spildevandets andel af den samlede belastning traditionelt har været høj. Den samlede årlige kvælstofbelastning er kun reduceret for ganske få lokaliteter. Derimod er der flere eksempler på, at en forbedret spildevandsrensning har ført til en reduktion i den samlede eksterne kvælstoftilførsel gennem sommerperioden, hvor den diffuse afstrømning normalt er lille, og hvor punktkildernes andel af kvælstoftilførslen derfor er relativt større. I områder med et effektivt vandskifte kan en reduktion i næringsstofftilførslen gennem sommerperioden muligvis få betydning for udbredelsen og sammensætningen af vegetationen. I det følgende gives eksempler på bundvegetationens udvikling i områder, hvor den eksterne kvælstoftilførsel er reduceret enten på årsbasis eller gennem sommerperioden.

Norsminde Fjord

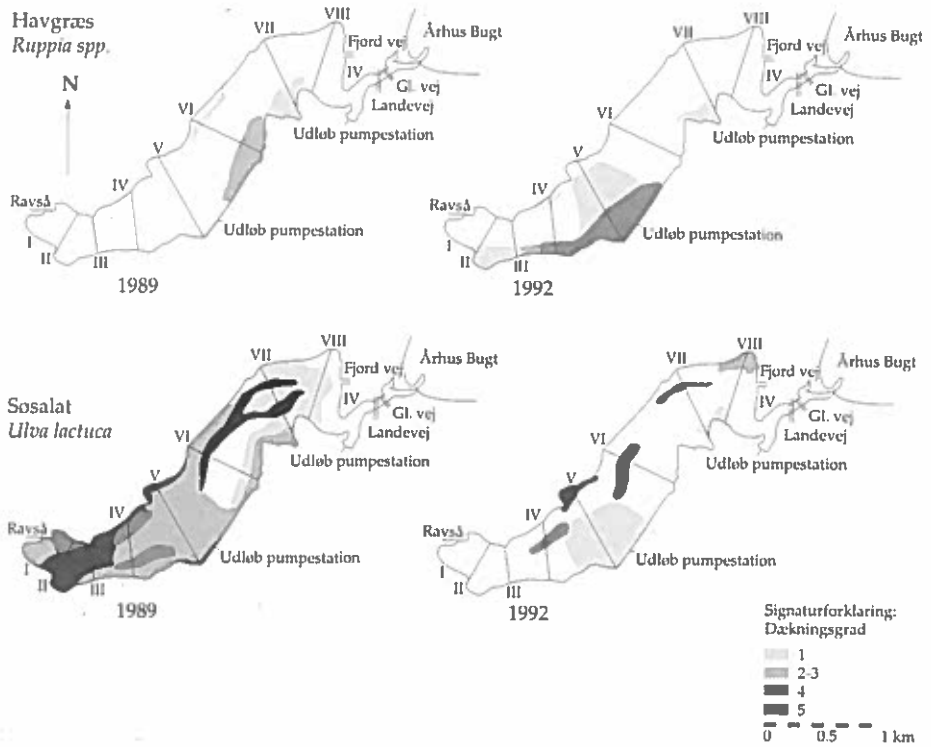
Den eksterne tilførsel af kvælstof til Norsminde Fjord er gennem perioden 1980-92 reduceret med ca. 1% på årsbasis og med ca. 25% i sommerperioden. Den eksterne fosfortilførsel er i samme periode reduceret med ca. 90% på årsbasis. Ferskvandets opholdstid i Norsminde Fjord er i sommerperioden typisk 6-12 døgn. Vegetationen er domineret af løstliggende enårige alger (især søsalat *Ulva lactuca* og rørhinde *Enteromorpha spp.*). Udbredelse, dækningsgrad og biomasse af søsalat i den indre del af fjorden er faldet fra 1989 til 1992 (Figur 8.2). Gennem samme periode er der sket en forøgelse i udbredelse og dækningsgrad af havgræs (*Ruppia sp*) (figur 8.2).

Horsens Fjord

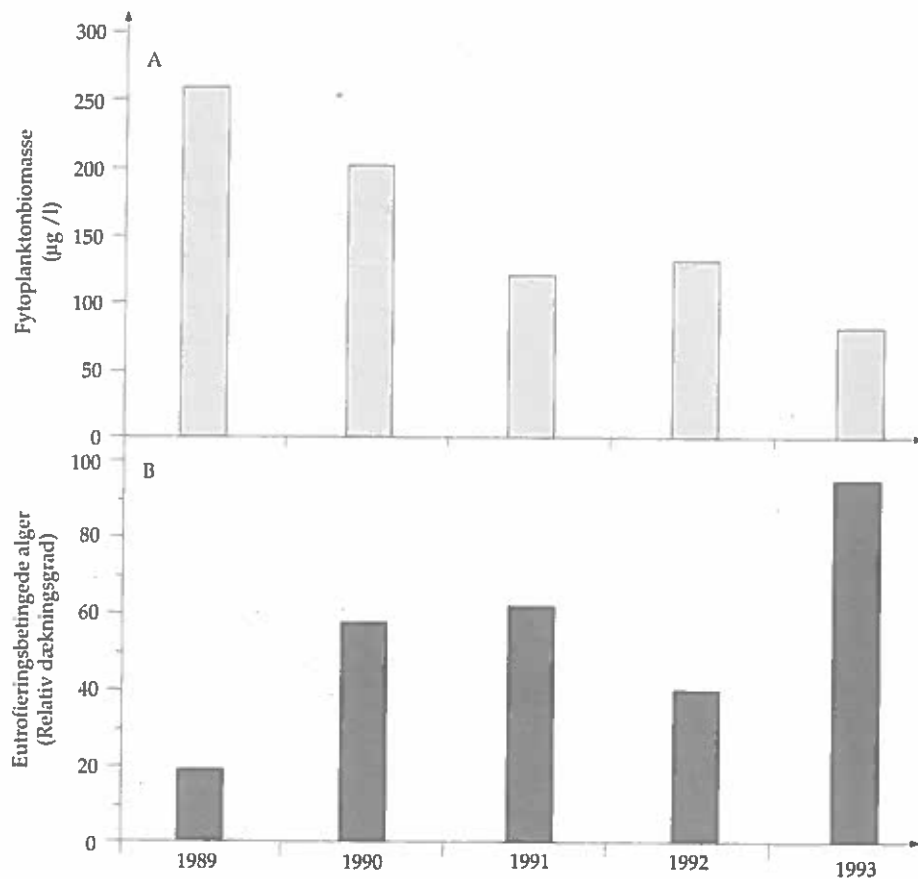
Vandets teoretiske opholdstid i Horsens Fjord er ca. 14 dage. I 1993 blev kvælstofbelastningen fra renseanlæg reduceret med ca. 40% i forhold til perioden 1987-92. Dette har ikke medført et fald i den samlede årlige kvælstoftilførsel til fjorden pga. stor arealafstrømning i 1993, men den samlede kvælstofbelastning for perioden maj-september lå i 1993 ca. 50% under medianen for 1987-92. Fosforudledningen fra renseanlæg er reduceret med 93% fra 1987 til 1993, og dette har bevirket et markant fald både i den samlede årlige fosfortilførsel og i fosfortilførslen gennem sommerperioden.

Reduktion i sommerbelastningen af Horsens Fjord

Norsminde Fjord



Figur 8.2. Udbredelse og dækningsgrad af søsalat *Ulva lactuca* og havgræs *Ruppia* spp. ved vegetationsundersøgelser i juni 1989 og 1992. (Data fra Århus amt, 1994).



Figur 8.3. Udviklingen i fytoplanktonbiomasse (A) og relativ dækningsgrad for eutrofieringsbetingede alger (B) i Horsens Fjord i perioden 1989 til 1993. (Data fra Vejle Amt, 1994).

Dominansskifte fra fytoplankton til makroalger

Færre næringssalte om sommeren i Odense Fjord

Masseforekomst af *Ulva* reduceret. Forekomsten af havgræs øget

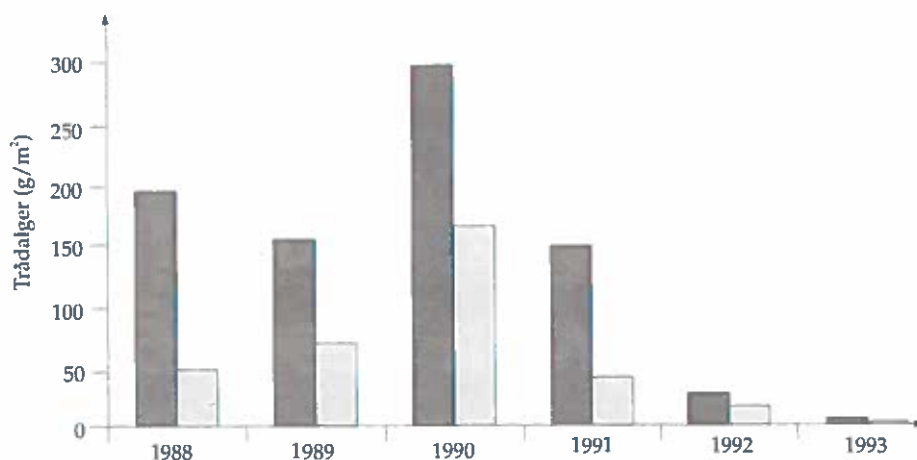
I perioden fra 1989 til 1993 er fytoplanktonbiomassen på årsbasis aftaget markant (figur 8.3A). I samme periode er dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger øget i den inderste/mellemste del af fjorden med de højst registrerede dækningsgrader i 1993 (figur 8.3B). Der er således tegn på, at primærproducenterne er ved at skifte fra en dominans af fytoplankton til en dominans af eutrofieringsbetingede makroalger.

Odense Fjord

Odense Fjord har et stort vandskifte, og vandets opholdstid i fjorden er på ca. 1-4 uger. Udledningen af kvælstof og fosfor fra punktkilder til Odense Fjord var i 1993 faldet med henholdsvis 58% og 88% i forhold til den årlige gennemsnitsudledning fra punktkilder i perioden 1980-87. Den totale årlige tilførsel af kvælstof til Odense Fjord er ikke reduceret gennem den nævnte periode, men kvælstoftilførslen i sommeren 1993 var ca. 51% mindre end gennemsnittet for sommerperioderne 1980-87. Fosfortilførslen var i 1993 reduceret med 78% på årsbasis og for sommerperioden med 68% sammenlignet med årene 1980-87. Gennem sommeren 1993 blev der målt lavere koncentrationer af uorganisk kvælstof og fosfor i vandsøjlen i sammenligning med årene før.

Seden Strand er den inderste, lavvandede del af Odense Fjord. Gennem 1970'erne og frem til 1988 var området præget af masseforekomster af søsalat (*Ulva lactuca*) fra april-maj til oktober-november. I årene 1989-92 blev vegetationen ikke undersøgt. I 1993 var masseforekomsterne af søsalat begrænset til perioden juni-juli, og både udbredelsen og biomassen af søsalat var reduceret. Til gengæld havde havgræs (*Ruppia maritima* og *Ruppia cirrhosa*) bredt sig til næsten hele Seden Strand i perioden fra 1988 til 1993. Denne udvikling kan skyldes belastningsreduktionen, men undersøgelsen i 1993 er den eneste, der er foretaget efter næringssaltreduktionen, så de næste års undersøgelser vil vise, om tendensen fortsætter.

I den nordvestlige del af Odense Fjord har vegetationen gennem en årrække været domineret af løstdrivende trådalger og søsalat. Algernes biomasse var i 1992 og 1993 væsentligt lavere end i perioden 1988-91 (figur 8.4).



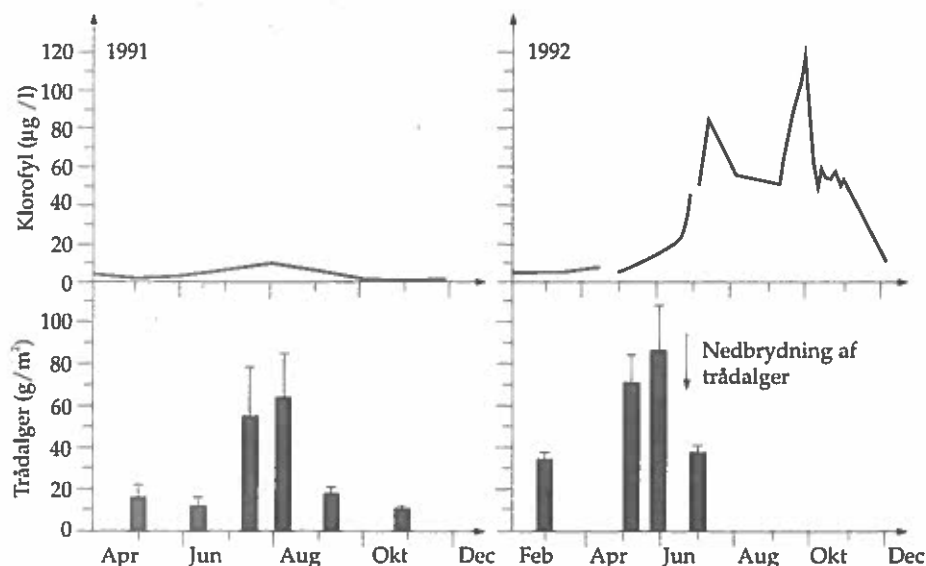
Figur 8.4. Udviklingen i biomassen af trådalger i den nordvestlige del af Odense Fjord i perioden 1988 til 1993. De mørke søjler angiver biomassen i tørstof, mens de lyse søjler angiver biomassen i glødetab. (Data fra Fyns Amt, 1994).

Strukturskifte i Kertinge Nor

Kertinge Nor

I 1990 ophørte alle spildevandstilledninger til Kertinge Nor og Kerteminde Fjord på nordøst Fyn. Dette indebærer en reduktion i belastningen fra land på ca. 45% for kvælstof og ca. 78% for fosfor. I de første år efter spildevandsafskæringen har der gennem sommerperioderne været en stor næringssaltfrigivelse fra bunden. Den interne belastning var specielt stor gennem den varme sommer i 1992, da norets måtter af trådalger blev nedbrudt under iltsvindshændelser (Larsen *et al.*, 1994). Modelberegninger viste, at den interne belastning var relativt lille i 1993, hvilket muligvis skyldes den kølige, blæsende sommer.

Det meste af bunden i Kertinge Nor var dækket af tykke trådalgemåtter gennem 1980'erne og frem til 1991. Trådalgerne var næsten enerådende vegetationstype i den inderste del af noret, mens blomsterplanter forekom sammen med trådalgerne i den yderste del af noret. Biomassen af planteplankton var generelt lav, og vandet var klart. Under iltsvindshændelserne i sommeren 1992 skiftede noret struktur. Størstedelen af trådalgemåtterne døde bort under en periode med meget høje temperaturer. I takt med den forøgede næringssaltfrigivelse fra bunden (Christensen *et al.*, 1994) blev fytoplankton den dominerende primærproducent (figur 8.5), og lysforholdene blev kraftigt forringede. De massive måtter af trådalger forsvandt helt i 1992 og kom ikke igen i 1993, hvor bentiske mikroalger dækkede store dele af bunden i det område, hvor trådalgerne tidligere havde vokset. Der blev ikke registreret markante forandringer i udbredelsen af ålegræs og øvrige blomsterplanter i 1993 bortset fra vandkrans, der havde bredt sig til den indre del af noret. De voldsomme forandringer i vegetationens sammensætning og udbredelse i Kertinge Nor gennem 1992 var således mere reguleret af de meteorologiske forhold end af reduktionen i næringstilførslen.



Figur 8.5. Forandringer i klorofyl-koncentration og biomasse af trådalger gennem 1991 og 1992 i Kertinge Nor (data fra Krause-Jensen *et al.*, 1993 og Larsen *et al.*, 1994).

Roskilde Vig

Roskilde Vig ligger i den inderste del af Roskilde Fjord. Punktkilderne udgør 68-77% af området's samlede kvælstofbelastning og 85-100% af den samlede fosforbelastning. Fosforbelastningen er mind-

sket gradvist gennem flere år og var i 1993 reduceret med 48% i forhold til 1989. Den årlige middelkoncentration af fosfat i fjorden har tilsvarende været jævnt faldende fra 1990 til 1993. Kvælstoftilførslen blev i 1993 markant reduceret til ca. 50% af belastningen i årene 1989-92, men der kan endnu ikke registreres et fald i koncentrationen af kvælstof i fjorden.

Ingen effekt af reduktion i sommerbelastning

Bundvegetationen i Roskilde Vig består især af *Ulva*, som forekommer i ca. 20 cm tykke måtter på vanddybder fra ca. 1 meter og ud til ca. 3 meter. På de større dybder har forekomsten været varierende. I 1993 forsvandt algemåtterne helt på dybder større end 3,5 meter, men bortset fra dette er udbredelsen af masseforekomsterne ikke ændret gennem undersøgelsesperioden fra 1989 til 1993.

Endnu ingen tegn på stabile ændringer af bundvegetationen

Samlede betragtninger over effekter på vegetationen af en belastningsreduktion

I de kystnære danske farvande er der endnu ingen eksempler på en stabil ændring i bundvegetationen, der er betinget af en reduktion i belastningsforholdene. De ændringer, der er sket i Norsminde Fjord, Horsens Fjord og Odense Fjord, kan være begyndende effekter af den reducerede belastning. I Horsens Fjord er der tegn på et skifte i dominansforholdet mellem primærproducenterne, idet biomassen af fytoplankton er reduceret, mens forekomsten af eutrofieringsbetingede makroalger er forøget formentlig pga. forbedrede lysforhold ved bunden. I Norsminde Fjord og i Odense Fjord er der en tendens til et skifte i bundvegetationens sammensætning, idet forekomsten af eutrofieringsbetingede makroalger er reduceret, mens havgræs har bredt sig. En analyse af et større datasæt har tilsvarende peget på, at en reduktion i kvælstofbelastningen kan give en udviklingstendens fra et samfund domineret af planktonalger til en tilstand, hvor enårige makroalger vil være den dominerende vegetationstype, mens blomsterplanter og flerårige makroalger vil dominere det autotrofe samfund ved en lav kvælstofbelastning (Sand-Jensen *et al.*, 1994). De dramatiske svingninger i vegetationsforholdene i Kertinge Nor viser, at der ikke nødvendigvis vil ske en gradvis forbedring af vegetationens tilstand, men at ekstreme vejrforhold kan overskygge en eventuel effekt af belastningsforandringer.

Intern frigivelse fra sedimentet kan forlænge retableringen i fjordene

På trods af en kraftig reduktion i den eksterne belastning er der ikke sket betydelige ændringer i vegetationsforholdene i Roskilde Vig. I mange fjorde er der gennem de sidste mange år imidlertid ophobet store puljer af næringssalte i bunden. Frigivelsen af disse næringssalte kan betyde, at der kan gå adskillige år, efter at den eksterne belastning er reduceret, til der ses effekter på næringssaltniveauet i fjorden og dermed også på vegetationsforholdene. Frigivelsen af næringssalte fra bunden er typisk størst om sommeren. Selv om der for mange fjorde er sket en væsentlig reduktion i den eksterne belastning gennem sommerperioden, kan denne reduktion derfor gennem flere år overskygges af en stor tilførsel af næringssalte fra bunden (Christensen *et al.*, 1994).

8.5 Konklusion

De lokale reduktioner i ålegræssets udbredelse, der blev konstateret i 1992, fortsatte i mindre omfang i flere lokaliteter i Sønderjylland og enkelte steder på lavt vand i Limfjorden mellem 1992 og 1993. I

Roskilde Fjord samt i kystvandene omkring Fyn var der derimod ikke sket yderligere tilbagegang for ålegræsset i 1993, og ålegræsbestandene, der var forsvundet fra Odense Fjord i 1992, var under retablering. Derimod var der ikke tegn på retablering af bestandene, som forsvandt i 1992 i Randers Fjord, Augustenborg Fjord, Als Fjord, Gamborg Fjord eller Gudsø Vig i Kolding Fjord. I de øvrige kystområder skete der ikke væsentlige ændringer i ålegræssets vertikale eller horisontale udbredelse mellem 1992 og 1993.

I 1993 var mange lokaliteter fortsat præget af eutrofieringsbetingede makroalger, men forekomsterne var generelt reducerede i Limfjorden, i de sønderjyske kystområder samt omkring Fyn. Omkring Fyn blev der i 1993 desuden observeret forøget artsdiversitet og vegetationsudbredelse på de fleste lokaliteter.

Der kan endnu ikke konstateres stabile forandringer i bundvegetationen, som er betinget af en reduktion i belastningsforholdene. En forbedring kan først for alvor forventes at slå igennem, når kvælstoftilførslen fra land nedsættes markant. I enkelte områder som f.eks. Norsminde Fjord, Odense Fjord og Horsens Fjord, hvor både kvælstof- og fosforbelastningen er faldet betydeligt gennem sommeren som følge af reduktionen i punktkildebidraget, er der sket ændringer i bundvegetationens artssammensætning og udbredelse, som kan være begyndende effekter af belastningsreduktionen.



9 Eksempler på effekter af reduceret punktkildebelastning

9.1 Indledning

Miljøstyrelsen skal i år udarbejde en temarapport vedrørende punktkilder. Derfor er amterne i forbindelse med rapporteringen af overvågningen i 1993 blevet bedt om at give hver et eksempel på et fjord- eller kystområde, hvor der er konstateret effekter af reduceret punktkildebelastning. Danmarks Miljøundersøgelser har vurderet eksemplerne. I det følgende gives en oversigt.

En del effekter kan først påvises med sikkerhed efter nogle år med lave næringssaltkoncentrationer, på grund af stor meteorologisk og hydrografisk betinget år-til-år-variation. Således kan forbedringer, som kun er set i de sidste 1-2 år, ikke uden videre tilskrives reduceret punktkildebelastning: oftest må man nøjes med at konkludere, at der enten har været gunstige vejrforhold i de(t) seneste år, eller der har været effekt af reduceret punktkildebelastning. Sandheden kan også være, at det ene har forstærket effekten af det andet.

Ligeledes på grund af store år-til-år-udsving (som følge af svingninger i ferskvandsafstrømningen) kan ændringer i kvælstofbelastningen på 10-15% eller mindre ikke dokumenteres. Når der nedenfor står "TN uændret" ud for samlet belastning, dækker det formentlig mange steder over et fald i kvælstofbelastningen på op til omkring 10%, nemlig svarende til den mængde, der er fjernet som følge af forbedret spildevandsrensning.

9.2 Et eksempel fra hvert amt

Der er nedenfor benyttet forkortelserne TN for total kvælstof, N_{uorg} for uorganisk kvælstof (nitrat+nitrit), NH_4 for ammonium, TP for total fosfor, PO_4 for fosfat og BI_5 for organisk stof.

Grådyb tidevandsområde

138 km², heraf 80 km² tørlagt ved lavvande. Max. dybde 14 m (v. lavvande).

Stor vandudveksling i forbindelse med tidevandet: opholdstid 17 dage.

Punktkilder: to renseanlæg i Esbjerg og desuden spildevand fra Esbjerg Fiskeindustri.

Samlet belastning, ændringer 1989-93: TN uændret, TP -55%, BI_5 -80%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende TP-vinter,	ingen	ingen
faldende PO_4 -vinter,		
lokalt også faldende		
TN og NH_4		

Ringkøbing Fjord

Max. dybde 5 m, middeldybde 2 m, opholdstid 3-4 måneder.

Punktkilder (1993): Resningsanlæg 3% af TN og 12% af TP; dambrug 6% af TN og 29% af TP; regnvandsbetingede udløb henholdsvis 1% og 12%; i alt 10% af TN og 47% af TP.

Samlet belastning (exkl. atmosfære), ændringer 1986-93: TN uændret, TP -40%.

40-50% af N-belastningen og det dobbelte af P-belastningen exporteres til Vesterhavet.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende PO ₄ -vinter,	ingen	lidt forbedret
faldende PO ₄ -sommer		sigtdybde

Den forbedrede sigtdybde kan næppe alene tilskrives den mindre forforbelastning; den kan også tilskrives en formindsket koncentration af resuspenderet materiale og ændret slusepraksis (der har betydet mere fortynding af fjordvandet i de senere år).

Limfjorden

1500 km², middeldybde 5 m.

Punktkilder (1993): Rensningsanlæg 5% af TN og 15% af TP; dambrug 6% af TP.

Samlet belastning, ændring 1988-93: TN -20%, TP -65%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende TP og PO ₄ forlænget periode med fosforbegrænsning om foråret	mindre udbredt iltsvind	faldende primær- produktion, stigende sigtdybde, øget dybdeudbredelse af ålegræs og fast- siddende makroalger

Effekterne på iltforhold og biologiske forhold skyldes en kombination af aktuelt mindre kvælstofbelastning på grund af mindre afstrømning i 1990'erne og faldende fosforbelastning. Desuden var der i 1993 usædvanligt stort vandskifte og gunstige vindforhold i sommerperioden, hvilket også har bidraget til de gode iltforhold i 1993.

Mariager Fjord

Indre lagdelt del (max. dybde 32 m), ydre opblandet lavvandet del (tærskel).

Begrænset vandudveksling: opholdstid ~1 år.

Punktkilder: Renseanlæg 11% af TN og 20% af TP; dambrug 15% af TP.

Samlet belastning (excl. atmosfære), ændringer 1985-93: TN -10%, TP -65%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende PO ₄ -sommer	færre iltsvind i den inderste, dybe del	mindre algekonc., fordoblet sigtdybde

Effekterne på iltforhold og biologiske forhold skyldes en kombination af aktuelt mindre kvælstofbelastning på grund af mindre afstrømning i 1990'erne og faldende fosforbelastning.

Århus Bugt og Kalø Vig

315 km², middeldybde 14 m (bugten) og 7 m (vigen), max. dybde 50 m. Udbredt lagdeling.

Stor vandudveksling med Kattegat, meget afhængigt af meteorologiske forhold.

Punktkilde: renseanlæg.

Samlet belastning (fra land), ændring siden 1980'erne: TN -40%, TP -85%, BI₅ -80%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende TP, forlænget periode med potentiel fosforbegrænsning	lokal forbedring	faldende primærproduktion, forbedret sigtddybde, lokal indvandring af sarte bunddyr

De lokale effekter på iltforhold og bunddyr skyldes nedgang i belastningen med organisk stof. Mindre primærproduktion og større sigtddybde skyldes i højere grad den lavere kvælstofbelastning end den faldende fosfatbelastning, som dog kan have været medvirkende.

Horsens Fjord

132 mio. m³, fortrinsvis 0-6 m (ikke-lagdelt), max. dybde 19 m.

Lille vandudskiftning om sommeren, stor om vinteren.

Punktkilder (1993): Rensningsanlæg 20% af TP og fire havdambrug 13% af TP.

Samlet belastning (fra land), ændringer 1987-93: TN uændret, TP -70%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende TP-vinter	ingen	faldende primærproduktion, stigende sigtddybde

Forbedrede biologiske forhold i 1993 tilskrives lav kvælstofbelastning i sommeren 1993, der kan skyldes både ringe afstrømning og nedsat punktkildebelastning.

Aabenraa Fjord

1050 mio. m³, halvdelen af volumen under 15 m's dybde, lagdelt.

Stor vandudveksling.

Punktkilde: renseanlæg.

Punktkildebelastning, ændring 1989-93: TN -58%, TP -75%.

Samlet belastning, ændring 1989-93: TN uændret, TP -65%.

Ingen effekter.

Odense Fjord

60 km², middeldybde 2 m, max. dybde 10 m ved udløbet,

svag lagdeling.

Stort vandskifte, opholdstid 1-4 uger.

Punktkilder: adskillige renselanlæg, industrianlæg.

Andre kilder: 5 år med 1/3 af Fyn som opland.

Samlet belastning, ændring 1987-93: TN (hele året) uændret, TN-sommer -50%, TP -88%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende PO ₄ hele året, faldende N _{uorg} -sommer	ingen	mindsket forekomst af søsalat og trådalger

Dybsø Fjord

17 km², middeldybde 1 m, max. dybde 5 m.

Beskedent vandskifte.

Punktkilder: i 1993 kun ringe bidrag fra rensningsanlæg.

Samlet belastning, ændring 1989-93: TN uændret, TP -35%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende TP og PO ₄ , forlænget periode med potentiel fosforbegrænsning	ingen	ingen

Holbæk Fjord

14 km², 80% heraf med 0-4 m's dybde, max. dybde 11 m, volumen 36 mio. m³.

Lille vandudskiftning: opholdstid sommer 3 måneder, vinter 1 måned.

Meget næringsrigt sediment.

Samlet belastning, ændring 1988-93: TN uændret, TP -70%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende TP og PO ₄	ingen	ingen

Roskilde Fjord (ydre halvdel)

Udvalgte del 80 km², hele fjorden 123 km², hele fjordens volumen 360 mio. m³.

Ring vandudskiftning: opholdstid 2-3 år (anslået).

Punktkilder (1993): 5% af TN, 20% af TP.

Samlet belastning, ændring 1989-93: TN uændret, TP -55%.

Effekter på

<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>
faldende TP	ingen	ingen

Roskilde Vig (inderst i Roskilde Fjord)

3,9 km², 10,8 mio. m³, middeldybde 3 m, max. dybde 5 m, total opblanding.

Punktkilder (1993): 70% af TN, 95-100% af TP, 95% af BI₅.

Samlet belastning, ændring 1985-1993: TN -50%, TP -55%.

Effekter på			
<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>	
faldende PO ₄ -vinter	ingen	ingen	

Køge Bugt (nordligste ende)

Max. dybde 10 m, sædvanligvis homogen vandmasse.

Punktkilde: rensningsanlæg på 310.000 PE, 72% af TN, 95% af TP (i 1993).

Samlet belastning, ændring 1989-1993: TN -38%, TP -48%.

Effekter på			
<i>næringssaltkonc.</i>	<i>iltforhold</i>	<i>biologiske forhold</i>	
faldende TP og PO ₄	ingen	ingen	

9.3 Konklusion

Forbedret spildevandsrensning har ført til faldende fosforkoncentrationer i vandet i de udvalgte områder.

De positive effekter på iltforhold og biologiske forhold, som kan konstateres i nogle fjorde og i Århus Bugt, skyldes de fleste steder sandsynligvis en kombination af forbedret spildevandsrensning og den relativt lille diffuse kvælstofbelastning, der har været i 1990'erne på grund af relativt lav ferskvandsafstrømning. Det er ikke muligt at afgøre den relative betydning af reduktionen i punktkildebelastningen og den (vejrbebetiget) lave diffuse kvælstofbelastning på baggrund af de nuværende oplysninger.

Lokalt nær spildevandsudløbet i Århus Bugt er forbedrede forhold som følge af en reduktion af udledningen af organisk stof.

I en del af de udvalgte områder er der ikke set effekter på iltforhold og biologiske forhold på trods af reduceret punktkildebelastning. Årsagerne til dette kan være flere:

- fosforkoncentrationen skal meget langt ned for at være begrænsende for primærproduktionen;
- der er en pulje af fosfor i sedimenterne, som i en årrække vil holde fosforkoncentrationen i vandfasen oppe på trods af stærkt begrænset fosforbelastning fra land; derved bliver fosfor ikke begrænsende for primærproduktionen;
- remineraliseringen af fosfor er så effektiv, at fosfor kun i de mest kvælstofbelastede områder kan få væsentlig betydning for miljøtilstanden ved at virke begrænsende for primærproduktionen om foråret, før vandtemperaturen når sommerniveauet, og remineraliseringshastigheden stiger.

Ud fra den nuværende viden må det forventes, at kun hvis kvælstofbelastningen nedsættes betydeligt (dvs. hvor også det diffuse bidrag mindskes), vil der hurtigt ske en varig forbedring af iltforholdene og de biologiske forhold.



10 Vurdering af de enkelte farvandes miljøtilstand

I dette kapitel resumeres vurderingerne af miljøtilstanden i de forskellige farvandsområder i 1993 og udviklingstendenser i forhold til tidligere år. I de tilfælde hvor forskellige amter varetager overvågningen af det samme farvandsafsnit, er oplysningerne forsøgt samlet.

Miljøvurderingerne er foretaget i forhold til de opstillede økologiske kvalitetsmålsætninger for de enkelte farvandsområder.

Målsætninger

I de fleste farvandsafsnit er den generelle målsætning gældende, hvilket forudsætter ingen eller kun svag påvirkning af dyre- og plantelivet i forhold til den naturlige tilstand, en god hygiejnisk vandkvalitet, gode lysforhold, gode iltforhold og lav eller ingen koncentration af giftige stoffer i vand, sediment og organismer.

I naturvidenskabelige referenceområder og interesseområder gælder en skærpet målsætning, og i havne, ved kloakudløb og i lignende områder en lempet målsætning.

10.1 Nordsøen og Skagerrak

Næringssalte

Fosforkoncentrationene var lav langs den jyske vestkyst i foråret og sommeren 1993 fra vadehavet til Hirtshals.

Planktonbiomasse

Planktonbiomassen ud for Ringkøbing Amt var relativt stor sammenlignet med forholdene i de indre danske farvande, og sommermiddelproduktionen var høj med værdier mellem 800 og 1500 mg C/m²/døgn.

Iltforhold

Der blev ikke konstateret iltsvindsproblemer langs vestkysten i 1993.

Bundfauna

Overvågningen af bundfauna i de åbne dele af Nordsøen i 1993 viser ingen væsentlige afvigelser fra de foregående års undersøgelser. På de kystnære faunastationer var der store variationer i biomasse og tætheder men ingen generelle træk.

Målsætning

Blandt andet på grund af de høje planktonbiomasser anser Ringkøbing Amt ikke målsætningen for den kystnære del af Nordsøen ud for amtet for opfyldt.

I nogle områder borte fra Nordsøens kyster optræder undertiden iltsvind, og i andre dele er bundfaunaen steget markant som tegn på eutrofiering. Den generelle målsætning anses derfor for truet.

10.2 Vadehavet

Næringssalte

De lokale kilder til næringssaltbelastning af Vadehavet er fortsat af størst betydning. Generelt lå vinterkvælstofkoncentrationerne i Vadehavet i 1993 på niveau eller lidt under månedsmiddelværdierne for 1989-92, hvorimod fosfatkoncentrationen var faldende og potentielt begrænsende i større omfang end tidligere. Der var imidlertid en mindre stigning i antallet af masseopblomstringer af plankton i 1993 sammenlignet med året før.

<i>Biologiske variable</i>	Store mængder af bunddyr i Ho Bugt indikerer en kraftig nærings-saltbelastning, og tilsvarende træffes fritflydende grønalger fortsat i stort omfang på vadefladerne og i vandet.
<i>Målsætning</i>	Masseforekomster af makroalger og fytoplankton samt store forekomster af bunddyr indikerer, at målsætningerne for Ribe og Sønderjyllands amters kystvand ikke er opfyldt.

10.3 Ringkøbing Fjord

Miljøtilstanden i Ringkøbing fjord har ikke ændret sig markant siden midten af 80'erne, men der er i perioden 1986-93 registreret meget små, men signifikante fald i vinterkoncentrationen af fosfat, og også sigtddybden viser visse steder en lille men signifikant bedring.

<i>Planktonbiomasse</i>	Sigtddybden er dog stadig kun på 0,7 meter og planktonbiomassen er meget stor om sommeren med middelværdier omkring 1800 µg C/l, og bundvegetationens dybdeudbredelse er kun 0,65-0,85 m.
<i>Bundvegetation</i>	
<i>Bioassays</i> <i>Næringssaltbegrænsning</i>	Bioassays udført på en station nær Skjern Å, der er en vigtig kvælstofkilde til fjorden, har vist, at søsalat er begrænset af fosfor i maj og delvis i september og oktober og af kvælstof i dele af juli og august. I det øvrige tidsrum af sommeren kunne det ikke afgøres, hvilket nærings salt der var vækstbegrænsende. Bioassay med fytoplankton i fjordens nordligste del i 1992 viste derimod alene kvælstofbegrænsning fra maj til oktober.
<i>Iltsvind</i>	Iltsvind optræder i fjorden i perioder med stille vejr og lagdeling, men omfanget er ikke kortlagt, og bundfaunaen præges af forureningstolerante arter.
<i>Målsætning</i>	Målsætningen for fjorden, der blandt andet sætter krav om sigt-dybde og bundvegetationens udbredelse til 2 meters dybde, er ikke opfyldt.

10.4 Nissum Fjord

<i>Belastning</i>	Belastningen af fjorden med kvælstof i 1993, korrigeret for afstrømningen, var ligesom i 1992 og gennemsnittet for 80'erne. Derimod var fosfortilførelsen reduceret med 46% i forhold til 80'erne.
<i>Plankton</i>	Mængden af plankton har været mindre de seneste to år end i årene før. Dette fald kan hænge sammen med den faldende fosforbelastning, det faldende fosforindhold i vandet og den fosfatbegrænsning i produktionen, der er iagttaget i dele af fjorden.
<i>Iltforhold</i>	På grund af de lave vanddybder og den store vinddrevne opblanding af vandmasserne har fjorden ikke problemer med iltmangel trods store fytoplanktonbiomasser.
<i>Bundvegetation</i>	Bundvegetationen gik drastisk tilbage i den centrale og indre del af fjorden i 1993 på grund af en markant forøgelse af saliniteten, der fjernede fersk- og brakvandsvegetationen.
<i>Målsætning</i>	Miljøtilstanden i Nissum fjord er fortsat præget af forureningstolerante bunddyr, stor planktonbiomasse, ringe dybdeudbredelse af bundvegetationen og stor forekomst af hurtigtvoksende makroalger. Målsætningen for fjorden er derfor ikke opfyldt.

10.5 Limfjorden

<i>Næringssaltkoncentrationer</i>	De gennemførte reduktioner i punktkildeudledninger har i perioden 1988-93 ført til faldende koncentrationer af total- og orthofosfat i Limfjorden. En tilsvarende udvikling ses ikke for kvælstofkoncentrationen.
<i>Intern belastning</i>	Den interne belastning med fosfor fra sedimentet var i 1993 halveret i forhold til i de sidste 3 år.
<i>Primærproduktion</i>	Fytoplanktonbiomassen, målt som kulstofbiomasse, har været faldende siden 1988. Den lavere fytoplanktonbiomasse de senere år har medført forøget lysnedtrængning i vandsøjlen. I 1993 var der tillige færre epifytiske og drivende alger, og de to faktorer har ført til en dybdeudbredelse for macroalger.
<i>Iltforhold</i>	Iltforholdene i fjorden i 1993 har været de bedste siden begyndelsen af 80'erne, og kun Lovns bredning var ramt af et alvorligt iltsvind i kort tid. Den forbedrede situation tilskrives den lavere planktonproduktion og høj vindenergi i sommermånederne, der sikrede god opblanding i vandmasserne.
<i>Bundfauna</i>	Bundfaunaen udviser store udsving i 1993. I den sydlige og østlige del er den gået frem, hvorimod der er tilbagegang både i biomasse og artsantal i den vestlige og centrale del.
<i>Målsætning</i>	Målsætningerne for Limfjorden er ikke opfyldt blandt andet på grund af bundfaunaudviklingen.

10.6 Kattegat-området

Åbne Kattegat

<i>Kvælstofkoncentrationer</i>	I Kattegats åbne områder er der god korrelation imellem vinterkoncentration af kvælstof og afstrømning. Nitrat + nitrit-koncentrationen var større i vinteren 1992/93 end året før, men statistisk kan der ikke påvises ændringer fra perioden før vandmiljøplanens iværksættelse (1983-87). Også ammoniumkoncentrationen var større i 1992/93 end året før, men på niveau med 1983-87 de fleste steder.
<i>Fosforkoncentrationer</i>	Fosfor udviser et signifikant fald i vinterkoncentrationen i det nordlige og østlige Kattegat i 1992/93, hvorimod der ikke kan påvises sådanne ændringer i den sydvestlige del.
<i>Iltforhold</i>	Iltsvind blev konstateret i Kattegat i ringe grad i 1993. Bundvandets middeliltkoncentration var dog ikke højere i juli-oktober 1993 end i perioden 1983-87 på nær i området øst for Anholt. Forbedringen ved Anholt kan dog forklares med en usædvanlig indstrømning af salt, iltrigt bundvand i september 1993.
<i>Bundforhold</i>	Faunaen i de åbne områder af Kattegat adskilte sig ikke fra de foregående år, og med hensyn til bundvegetationen er der ikke sket ændringer i algernes dybdeudbredelse. Der blev imidlertid konstateret få epifytiske alger på den øvrige vegetation i 1993 og en

genetablering af en flerårig brunalgeart, *Fucus serratus*, på flere lokaliteter.

Kystnære områder

I de kystnære områder af Kattegat adskilte de fysisk-kemiske og biologiske forhold i 1993 sig ikke væsentligt fra i 1992.

Næringssalte

I Hevring Bugt var den totale kvælstoftilførsel ligesom i året før, men relativt lav i forhold til perioden 1978-88. Fosfortilførslen til bugten er derimod reduceret væsentligt som følge af en forbedret spildevandsrensning ud til Randers Fjord. Årsgennemsnittet af koncentrationerne af de to næringssalte i Hevring Bugt var derfor faldet for fosfor men uændret for kvælstof.

I kystvandet ud for Nordjylland er der ikke konstateret ændringer i næringssaltkoncentrationerne fra 1992 til 1993, og ud for Nordsjællands kyst er der ingen signifikante ændringer siden 1988.

Næringssaltbegrænsning

Perioderne, hvor kvælstof var potentielt begrænsende for fytoplanktonproduktion i Hevring Bugt, var marts og maj-september, hvilket er som i 1992. Fosfat var ligeledes potentielt begrænsende i bugten i en periode, som dog var kortere end i 1992.

Fytoplanktonproduktion

Planktonårsproduktionen i Hevring Bugt i 1993 var på 167 g C/m², hvilket var på niveau med de foregående år, men markant lavere end produktionen i 1985 på 256 g C/m². I Ålbæk bugt blev den stigende tendens i produktionen ikke fortsat i 1993.

Iltforhold

Bundforholdene langs Kattegats kyster var gode i 1993. Der var ikke registreringer af iltsvind eller alvorlige målelige effekter i form af ændrede bundfaunabiomasser og individantal, som ikke kan tilskrives naturlig variation.

Bundvegetation

Bundvegetationen ved kysten nord for Læsø og ud for Nordsjælland er artsrig og har en god dybdeudbredelse. Der er således registreret savtang, *Fucus serratus*, ud til 9 meters dybde ved Hesselø, og mængden af eutrofieringsbetingede epifytter var ikke stor i det sydlige Kattegat.

Målsætning

Målsætningerne om et alsidigt dyre- og planteliv er opfyldt for Sjællands Nordkyst men ikke i Hevring Bugt, der er præget af store næringssaltværdier, en stor fytoplanktonbiomasse og primærproduktion, samt indikationer på iltsvind, som dog ikke direkte er målt. I Kattegats åbne farvandsafsniit er målsætningen truet i de nordlige områder som følge af markant stigende bundfaunabiomasser og relativt lavt iltindhold. I den sydlige del af Kattegats åbne områder er målsætningen ikke opfyldt på grund af tilbagevendende iltsvind eller iltkoncentrationer tæt på grænsen til iltsvind.

10.7 Fjordene omkring Kattegat

Randers Fjord

Næringssalte

Den afstrømningskorrigerede kvælstoftilførsel til Randers Fjord var lidt højere i 1993 end i de foregående år, men lavere end i 80'erne. Kvælstof blev aldrig en begrænsende faktor for planktonproduktionen. Fosfortilførslen er derimod reduceret 60-65% over den sidste

5-årige periode som følge af forbedret spildevandsrensning, men reduktionen var ikke tilstrækkelig til at begrænse fyttoplanktonproduktionen.

Iltforhold

På grund af den store vandgennemstrømning i Randers Fjord er iltforholdene generelt gode og iltsvind optrådte ikke i 1993.

Bundvegetation

Ålegræsvegetationen gik kraftigt tilbage i perioden 1990-92 og findes nu kun i et lille areal.

Målsætning

Målsætningerne for Randers Fjord er ikke opfyldt på grund af iltsvind og begrænset bundvegetation.

Mariager Fjord

Udledningen af kvælstof er uændret i Mariager Fjord, men som det er tilfældet med andre fjorde er fosfatudledningen begrænset med ca. 2/3. Den gennemsnitlige sigtdybde er steget fra 2 til 4 meter fra 1980'erne til 1993.

Næringssalte

Roskilde Fjord og Isefjord

Roskilde Fjord og Isefjorden blev kraftigt belastet med kvælstof i 1993. Årsagen til den store belastning var usædvanlig stor nedbør i 2. halvår, der specielt ramte den sydlige del af Roskilde Fjord og Isefjorden. På grund af det sene tidspunkt for afstrømningen fik det ikke stor indflydelse på fjordenes miljøtilstand i 1993. Fosforbelastningen er reduceret væsentlig i begge fjorde på grund af indsatsen imod punktkilder.

Næringssaltbegrænsning

Både i Isefjord og i Roskilde Fjord synes fyttoplankton at være vækstbegrænset primært af kvælstof i sommermånederne, men i Isefjord synes silikat og orthofosfat også at kunne regulere væksten i forårs-månederne.

Iltforhold

Iltforholdene var generelt gode i Roskilde Fjord i 1993, og der blev kun registreret kortvarige iltsvind i 1993. I Isefjord var der iltsvind i Lammefjord i sensommeren og i yderbredningen om efteråret.

Bundfauna

Bundfaunaen i Roskilde Fjord var i 1993 rig på individer med mange snegle og blåmuslinger, men bestod lige som Isefjords fauna primært af forureningstolerante arter med dominans af enkelte eller få arter. Af flerårige muslinger findes i Isefjord kun små individer, en indikation på at kun få overlever fra år til år.

Bundvegetation

Ålegræssets dybdeudbredelse i Roskilde Fjord blev øget fra 1992 til 1993, men har ikke genvundet udbredelsen fra 1989-91. Masseforekomst af *Ulva/Ulvaria* er stadig et tilbagevendende problem og forekomsten af enårige alger er uændret.

Målsætning

Målsætningerne for Roskilde Fjord og Isefjord er ikke opfyldt på grund af iltsvind og eutrofieringsbetinget bundfauna og bundvegetation.

10.8 Århus Bugt-området

Kvælstof

Tilførslen af kvælstof til Århus Bugt og Kalø Vig var en smule større i 1993 end i de foregående år men lavere end i 1980'erne. Årgennem-

	snittet for kvælstofkoncentrationen i havområdet var dog fortsat relativt høj.
<i>Fosfor</i>	Fosforudledningen faldt til det næstlaveste målt i perioden 1978-93 svarende til en reduktion på 85% i forhold til den tidligere maksimale udledning. Fosforreduktionen i belastningen ses også i havområdets årlige gennemsnitlige koncentration, der ligeledes var det næstlaveste målt i perioden 1983-93.
<i>Næringssaltbegrænsning</i>	Både kvælstof og fosfor viste sig potentielt begrænsende for primærproduktionen i perioden april-november. Perioden er af samme størrelsesorden som de 2 foregående år, hvilket tidsmæssigt er væsentligt længere end i slutningen af 80'erne.
<i>Fytoplanktonbiomasse</i>	Niveauet for fytoplanktonbiomasse i overfladevandet afveg ikke fra tidligere års undersøgelser. Planktonets årsproduktion i 1993 på 189 g C/m ² var i samme størrelsesorden som i de to foregående år. Det svarer til middel for perioden 1978-93.
<i>Iltforhold</i>	Sigtedybden i 1993 var den hidtidig største målt om sommeren, men iltforholdene i bundvandet var ikke forbedret, idet der fortsat optrådte iltkoncentrationer under 4 mg ilt/l i ca. 9 uger inden for perioden september-oktober.
<i>Bundfauna</i>	Den kraftige reduktion på op til 80% i udledning af organisk stof til bugten har medført klart forbedrede vilkår for bundfaunaen nær spildevandsudledningen, hvor dette område nu er præget af en stabil og talrig population af <i>Abra alba</i> .
<i>Bundvegetation</i>	Bundvegetationen i området er fortsat præget af hurtigtvoksende enårige alger, og der er i de forløbne år ikke sket betydelige ændringer, hverken i masseforekomst af disse eutrofieringsbetingede algearter eller i ålegræssets dybdeudbredelse.
<i>Målsætninger</i>	På trods af tegn på en forbedret miljøtilstand i Århus bugt, delvis som følge af den forbedrede spildevandsrensning, er målsætningerne ikke opfyldt hverken for bugten eller for Kalø Vig.

10.9 Samsø Bælt-området med tilhørende fjorde og nor

	Åbne områder
<i>Næringssaltkoncentrationer</i>	Kvælstofkoncentrationen i farvandet nord for Fyn har i 1993 ligget over middelniveauet for perioden 1976-92. Årsagen er den store afstrømning først og sidst på året. Fosforkoncentrationen har generelt været lavere end middelniveauet for perioden 1976-92, hvilket er i overensstemmelse med den reducerede belastning fra punktkilder.
<i>Fytoplankton</i>	Planktonproduktionen var mindre i 1993 end året før, men på niveau med produktionen i 1984-92.
<i>Ålegræs</i>	Ålegræsområderne ved Endelave blev delvist retableret efter en tilbagegang i 1992.
<i>Iltforhold</i>	Iltsvind var udbredt nord for Fyn i august, september og oktober med iltindhold mellem 2 og 4 mg/l. Sidst i perioden strakte iltsvin-

det sig fra 12 meterskurven og til bunden, hvilket vil sige størstparten af farvandsafsnittet. Forholdene adskiller sig ikke fra tidligere observationer i perioden 1976-93. På den sjællandske side var iltforholdene generelt bedre i 1993 end i de foregående år. Det værste ramte område med mindre end 2 mg ilt/l var lokaliteten øst for Sejro, et område der har været alvorligt påvirket hvert år siden målingernes start i 1986.

<i>Næringssaltkoncentrationer</i>	Odense Fjord I Odense fjord er næringssaltkoncentrationerne generelt fortsat meget høje sammenlignet med de åbne farvande, men sommerkoncentrationen har været faldende siden 1988.
<i>Bundvegetation</i>	I den inderste del af fjorden er masseforekomsterne af søsalat reduceret, og udbredelsen af havgræs er forøget. I den nordvestlige del af fjorden var ålegræsset genetableret i 1993, efter de betydelige reduktioner i forekomsterne, som sås i 1992.
<i>Næringssalte</i>	Horsens Fjord Den samlede kvælstofbelastning til Horsens Fjord er ikke faldet på trods af en reduktion i punktkildeudledningen i 1993, hvilket derimod er tilfældet for fosfor. Udledningen af kvælstof i sommerperioden i 1993 blev reduceret med 50% sammenlignet med medianen for samme måneder i perioden 1987-92, men der ses ikke noget fald i de målte koncentrationer af kvælstof og fosfor i fjorden i sommerperioden 1987-93. Perioden, hvor de to næringssalte potentielt kunne begrænse primærproduktionen, er også uændret.
<i>Fytoplanktonproduktion</i>	Fytoplanktonbiomassen i Horsens Fjord var den lavest målte siden 1989, og årsproduktionen var ca. 40% mindre end middel for perioden 1985-92.
<i>Iltforhold</i>	Iltforholdene var generelt gode: iltsvind optrådte kun kortvarigt og uden at påvirke bundfaunaen, der er under retablering efter iltsvind i 1989.
<i>Bundvegetation</i>	Eutrofieringsbetingede makroalger synes at være i fremgang i fjorden i takt med øget sigtddybde.
<i>Målsætninger</i>	Hele området Målsætningerne for Samsø bælt og tilstødende fjorde og bugter anses for ikke opfyldt eller truet. I de åbne dele skyldes det de tilbagevendende iltsvind, og i fjordområderne skyldes det de høje næringssaltkoncentrationer og de utilfredsstillende biologiske forhold. Vestsjællands Amts vurdering af målsætningerne er vist på figur 10.1.



Figur 10.1 Vestsjællands Amts vurdering af miljøtilstanden.

10.10 Storebæltområdet

Kvælstofbelastning

Den samlede kvælstofbelastning til kystvandet i Storstrøms Amt var 70% større i 1993 end gennemsnitsbelastningen i perioden 1990-92. Størsteparten af kvælstofafstrømningen fra land skete imidlertid sidst på efteråret uden for algernes vækstsæson.

Næringssaltkoncentrationer

Kvælstofkoncentrationerne i Storebælt lå i 1993 ca. 20% over middelniveau for perioden 1976-93, men stort set på niveau med de foregående 4 år. Tilsvarende lå fosforkoncentrationen ca. 25% over middelniveau, hvilket ikke afspejler den reducerede fosforudledning fra punktkilder.

Betragtes afstrømningskorrigerede vinterkoncentrationer af kvælstof- og fosfordata fra midt i Storebælt, ses der ingen signifikante ændringer i forhold til perioden 1983-87.

I de vestsjællandske fjorde og nor er vinterfosfatkoncentrationen faldet primært fra 1991 til 1992, mens der ikke er sket reduktioner for kvælstof.

Fytoplanktonproduktion

Fytoplanktonårsproduktionen i bæltet var mindre og på de kystnære stationer markant mindre end de foregående års. I Karrebæksminde Bugt var produktionen også mindre end i 1992 men højere end i perioden 1989-91.

Iltforhold

Iltforholdene i Storebælt var bedre i sommeren 1993 end tidligere registreret for denne årstid. I september-oktober blev der periodevis målt iltindhold på 2-4 mg/l på vanddybder større end 20 meter.

Iltforholdene i Storebælt i august-oktober blev generelt forringet i perioden 1976-93. I Smålandsfarvandet var iltsvindet i 1993 imidlertid kraftigere end i perioden 1990-92.

Bundvegetation

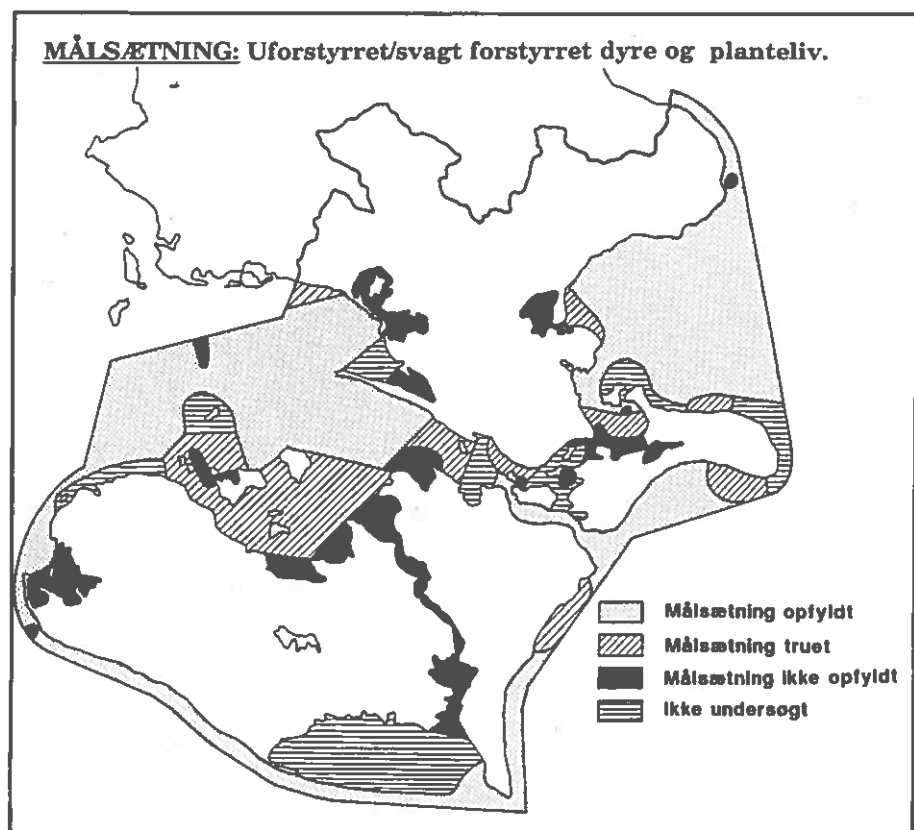
Mængden af løse trådalger i bæltet havde i 1993 et så lille omfang, at det ikke skønnes at påvirke den øvrige bundvegetation væsentlig, og *Fucus*-arterne var generelt gået frem og havde fået forøget udbredelse.

Masseforekomst

Den inderste del af Nyborg Fjord var i 1993 stærkt domineret af masseforekomst af søsalat og trådalger med deraf følgende dårlige iltforhold under algemåtterne. Ligeledes forekom der i Nakskov Fjord, Søndernør og ved Knudshoved Odde massive forekomster af trådalger i 1993.

Målsætning

Den generelle målsætning for de åbne kystvande i Storebælt og herunder Kerteminde Bugt, Nyborg Fjord og Langelandssund vurderes at være truet på grund af de tilbagevendende iltsvind i områderne. I Kalundborg Fjord, i den nordlige del af Jammerland Bugt, i dele af Sejrøbugten, i Agersø Sund og Korsør Nor er målsætningen ikke opfyldt, således som det fremgår af figur 10.1. Den skærpede målsætning for det naturvidenskabelige referenceområde i Kertinge Nor vurderes endnu ikke opfyldt på grund af de stadig høje næringssaltkoncentrationer og problemer med masseforekomst af trådalger. I Smålandsfarvandet er målsætningen opfyldt i den centrale del men truet eller ikke opfyldt i de mere kystnære dele af farvandet, således som det fremgår af figur 10.2.



Figur 10.2 Storestrøms vurdering af miljøtilstanden.

10.11 Lillebæltområdet

- Næringssaltkoncentrationer* Koncentrationen af kvælstof og fosfor i den åbne del af Lillebælt har ikke ændret sig i 1993 fra middelniveauet i perioden 1975-92. I Snævringen er udledningen af kvælstof og fosfor reduceret på grund af den forbedrede rensning af spildevand fra Kemira (tidligere Superfos).
- Planktonbiomasse* Planktonets biomasse er betydelig højere i Lillebælt end i Storebælt og Det Sydfynske Øhav.
- Iltforhold* I det sydlige Lillebælt forekom der i 1993 i lighed med tidligere år et langvarigt iltsvind fra juli til november, og helt iltfrie forhold forekom i september. Iltforholdene er løbende forringet i perioden 1973-93.
- Bundvegetation* I den åbne del af bæltet var bundvegetationens artsdiversitet øget gennem de sidste 3 år, og både den vertikale og den horisontale udbredelse var øget for flere arter. Denne udvikling er sammenfaldende med, at mængden af epifytiske og drivende trådalger er reduceret i området.
- I Lillebæltområdets mere lukkede områder på Fyn er miljøtilstanden ikke forbedret i forhold til tidligere år.
- Målsætning* Målsætningen for Lillebælt anses ikke for at være opfyldt, på grund af de fortsat høje koncentrationer af næringssalte og plankton samt iltsvindsproblemer i det sydlige område. Målsætningen for de fynske fjorde i Lillebæltområdet er ligeledes ikke opfyldt på grund af den sparsomme flerårige bundvegetation.
- Helnæsbugten**
Den gennemsnitlige algebiomasse var dobbelt så høj i den inderste del af Helnæsbugten i 1993 sammenlignet med 1990. I Nørrefjord findes der fortsat masseforekomst af løstliggende trådalger, og yderst i Helnæsbugten svandt ålegræsset ind i 1993. I Gamborg Fjord og Bredningen er bunden fortsat næsten fri for flerårig vegetation efter 1991, hvor der blev observeret masseforekomst af henholdsvis trådalger og søsalat/epifytiske kiselalger.
- Sønderjyske Fjorde**
De sønderjyske fjorde fik tilført store mængder næringssalte fra oktober 1992 til januar 1993, men på grund af et senere skift i vandmasserne fra relativt højsalint til lavsalint Østersøvand fik det mindre betydning for planktonforårsopblomstringen. Der er imidlertid ikke entydige indikationer på, at vintermiddelkoncentrationerne af kvælstof og fosfor har ændret sig i forhold til tidligere år, på nær i Flensborg Fjord, hvor fosfatkoncentration viste en faldende tendens.
- Næringssalte*
- Primærproduktion* Primærproduktionen i fjordene var lav i 1993 i forhold til tidligere år på grund af de relativt stabile hydrografiske forhold, hvor næringssalte hurtigt blev opbrugt i den fotiske zone.
- Iltforhold* Iltsvindet i Åbenrå Fjord var begrænset i 1993 til kun at omfatte de områder, der havde vanddybder større end 20 meter. Varigheden af

iltsvindet strakte sig fra august til oktober, hvilket var kortere end i de foregående år.

Bundfauna Udbredelsen og sammensætningen af bundfaunaen var påvirket af dårlige iltforhold, men sammenfattende var der tale om forbedrede forhold, idet der på alle stationer blev fundet levende bunddyr.

Bundvegetation Fjordenes ålegræsvegetation blev yderligere reduceret i 1993, dog ikke så kraftigt som det blev observeret i 1992. Løstliggende og epifytiske eutrofieringsbetingede makroalger optrådte generelt i mindre mængder end tidligere.

Iltsvind **Flensborg Fjord**
I Flensborg Fjord, hvor vandudskiftningen generel er ringe gennem sommermånederne, var iltsvindene i 1993 relativt kortvarige og afbrudt af perioder med gode iltforhold. De laveste iltkoncentrationer blev målt i medio august-medio september (<2 mg/l) og igen i oktober-november (<2 mg/l). I den ydre del af Flensborg Fjord var der tegn på forværrede iltforhold, men generelt var der indikation på forbedrede bundforhold, idet der blev fundet levende bunddyr på alle stationer.

Bundvegetation Løstliggende og epifytiske eutrofieringsbetingede makroalger fandtes i store mængder på enkelte transekter i fjorden. Ålegræssets tæthed var reduceret en smule på nogle transekter, men omvendt synes der at være tale om en mindre fremgang for makroalgerne.

10.12 Det Sydfynske Øhav

Næringssaltkoncentrationer Kvælstofniveauet har i de mere åbne dele af Det Sydfynske Øhav i 1993 været over middelniveau for perioden 1977-92, hvilket kan tilskrives den store afstrømning fra land. Fosforniveauet har i 1993 ligget på middelniveau for perioden og afspejler ikke den markante reduktion i belastningen. Kun i Svendborg Sund er kvælstof- og fosforværdierne faldet på grund af afskæring af spildevand.

Fytoplankton Planktonbiomasse og -årsproduktion har i 1993 ikke ændret sig væsentlig fra tidligere år.

Iltforhold I Ringgårdsbassinet blev der konstateret iltsvind i perioden august-oktober og i Ærøbassinet fra maj til december på vanddybder større end 7-8 meter. Der blev observeret helt iltfrie forhold fra midten af september med høje sulfidkoncentrationer i bundvandet.

Bundvegetation I Det Sydfynske Øhav dækker vegetationen 70-80% af bunden ud til ca. 4 meters dybde. Vegetationen domineres af ålegræs, *Zostera marina*, og løstdrivende trådalger. Trådalgeforekomsterne var generelt reducerede i 1992 og 1993 sammenlignet med i årene 1990-91.

Målsætning Målsætningerne for Det Sydfynske Øhav med tilstødende fjorde og Nor vurderes ikke at være opfyldt, primært på grund af trådalgeforekomsterne men også på grund af iltsvind i bassinerne.

10.13 Den Vestlige Østersø

<i>Næringssaltkoncentrationer</i>	En statistisk behandling af DMU's vinterdata for næringsalte i Fehmern Bælt antyder et fald i kvælstofkoncentrationerne i 1993 og for perioden 1991-93, sammenlignet med perioden 1983-87. Derimod synes fosforkoncentrationen i Fehmern Bælt at være markant højere i 90'erne end i referenceperioden i 80'erne. Forholdene er dog stærkt påvirket af varierende hydrografiske betingelser.
<i>Iltforhold</i>	<p>Iltforholdene i Fehmern Bælt blev forbedret markant i 1993 af indstrømmende salt bundvand i juni måned. Under den efterfølgende meget lange udstømning af vand fra Østersøen blev iltforholdene i løbet af et par måneder meget dårlige.</p> <p>I Hjelm bugt var iltsvindet i 1993 kraftigere end i perioden 1990-92. I Hjelm Bugt varede iltsvindet året ud, hvilket ikke tidligere er registreret.</p>
<i>Bundfauna</i>	Bundfaunaen i Fehmern Bælt var meget sparsom i 1993 efter de iltfrie forhold målt i 1992.
<i>Bundvegetation</i>	Bundvegetationen viste i 1993 samme billede som tidligere år, med gode vegetationsforhold i de åbne områder og mere eller mindre massive trådalgeforekomster i fjorde og andre beskyttede områder.
<i>Målsætning</i>	Målsætningerne for områderne er kun opfyldt i kystområder med tilstrækkelig vandudskiftning. I de åbne farvandsafsnit, der er ramt af iltsvind, som f.eks. Arkona Havet med forarmede faunaforhold, er målsætningen ikke opfyldt. Amternes vurdering i kystområderne er vist på figur 10.2.

10.14 Køge Bugt

	Udvaskningen af kvælstof til Køge bugt i 1993 var den største registreret siden 1988.
<i>Iltforhold</i>	Iltsvind forekom i mindre områder på både lavt og dybt vand. På dybt vand har der ikke været nogen betydelig ændring i udviklingen siden målingerne begyndte i 1983-84. Der var iltsvind i september på en station. I lavvandede områder opstod fra juni lokale iltsvind på grund af nedbrydning af fedtemøj.
<i>Bundfauna</i>	Bundfaunaen har ikke ændret sig væsentlig mht. artssammensætning i perioden 1989-93. Faunaen er beskeden og i visse dybe områder tydeligt påvirket af dårlige iltforhold.
<i>Bundvegetation</i>	Køge bugt har i en årrække haft store forekomster af drivende trådalger, der dækker store dele af bunden i 2-8 meters dybde. Dette forhold er ikke ændret i 1993. Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse synes ikke at variere på de enkelte lokaliteter.
<i>Målsætning</i>	Målsætningen for Køge Bugt er ikke opfyldt, hovedsagelig på grund af de store drivende trådalgeforekomster, der forhindrer et alsidigt dyre- og planteliv og måske hindrer en større udbredelse af ålegræs. På dybere vand er de dårlige iltforhold en trussel imod bundfaunaen.

10.15 Øresund

<i>Belastningsforhold</i>	Den gennemsnitlige tilførsel af næringssalte til Øresund fordeler sig på 60% fra Østersøen, 20% fra Kattegat og 20% fra land, hvoraf Danmark tegner sig for halvdelen. Der har i perioden 1989 til 1993 været en mindre reduktion i udledningerne fra dansk side, men afstrømningen fra land har været større i 1993 end året før. Danmarks Miljøundersøgelses vinterdata for næringssalte i Øresund viser ingen ændringer for kvælstof i perioden 1991-93 i forhold til perioden 1983-87, hvorimod der er en tendens til et fald i fosforkoncentrationerne.
<i>Næringssaltbegrænsning</i>	Primærproduktionen var potentielt kvælstofbegrænset i kortere tid i sommeren 1993 end i 1992, og produktionen var omtrent uændret fra 1989 til 1993.
<i>Iltforhold</i>	Iltindholdet har været stigende i de bundnære vandlag siden 1990, hvor værdierne var meget lave under 20 meters dybde. På vanddybder ned til 20 meter har der ikke været tydelig udviklingstendenser.
<i>Bundfauna</i>	Der er sket en fordobling af den bentiske fauna fra 1992 til 1993, hvilket alene kan tilskrives en øget biomasse af sandmuslingen, <i>Mya arenaria</i> . Bortset fra det store antal sandmuslinger er faunaen uforandret fra de foregående år, og svingningerne må tilskrives naturlige forhold.
<i>Bundvegetation</i>	Vegetationsforholdene er uændrede sammenlignet med i de foregående år. I det nordlige Øresund findes en artsrig algevegetation. Artsantallet falder fra nord mod syd som følge af faldende saltholdighed. Omkring København stiger andelen af enårige alger, og dybdegrænsen for ålegræs falder. Nivå Bugt er præget af løstdrivende trådalger.
<i>Målsætning</i>	Der foreligger ikke oplysninger fra amterne, der kan afgøre om målsætningen for Øresund er opfyldt, truet eller ikke opnået.

10.16 Østersøen omkring Bornholm

<i>Næringssaltkoncentration</i>	Kystvandet omkring Bornholm var i 1993 præget af de højeste målte kvælstof- og fosforkoncentrationer siden 1987, hvor overvågningen blev påbegyndt. Sommermålingerne af orthofosfat var også relativt høje, mens niveauet for nitrat som normalt var under detektionsgrænsen.
<i>Iltsvind Bundvegetationen</i>	Der blev ikke konstateret iltsvind omkring Bornholm i 1993, men bundvegetationen var overalt præget af masseforekomster af trådformede alger.
<i>Målsætning</i>	Målsætningen sat for Bornholms kystvand er ikke opfyldt.



11 Konklusion

Punktkildebelastningen er blevet kraftigt reduceret i takt med udbygningen af rensningsanlæggene siden slutningen af 1980'erne. Den øvrige belastning fra land (den diffuse belastning) er meget afhængig af ferskvandsafstrømningen, og tager man højde for variation i afstrømningen, er den del af belastningen uændret.

For kvælstof er punktkildeandelen af belastningen af lille betydning på landsplan, og kun lokalt og fortrinsvis nær store punktkilder ses en effekt i form af faldende kvælstofkoncentrationer i havvandet.

For fosfor er punktkildebelastningen dominerende, og den samlede belastning fra danske landområder er mere end halveret siden slutningen af 1980'erne. I mange kystnære områder er fosforkoncentrationen i havvandet faldet som resultat af den reducerede punktkildebelastning. På åbent hav ses endnu ingen ændring af fosforkoncentrationen i havvand.

De meteorologiske og hydrografiske forhold var relativt gunstige for miljøet i forår og sommer 1993. Meget lille nedbør i første halvår betød lille afstrømningsbetinget kvælstofbelastning forår/sommer 1993 i forhold til i 1980'erne. Salt, iltrigt bundvand førtes i juni nordfra til det sydlige Kattegat og Storebæltsområdet, hvorfor iltkoncentrationen ved bunden her var usædvanligt høj i juni-juli. Koldt vejr med få solskinstimer fra midten af juni og resten af sommeren betød svag lagdeling i lukkede, lavvandede områder og dermed mindre udbredt iltvind.

Disse gunstige vejrforhold medførte formindsket primærproduktion og forbedrede iltforhold i mange områder.

Også i 1991-92 var den afstrømningsbetingede kvælstofbelastning mindre end gennemsnittet for 1980'erne. Forbedrede miljøforhold i kystnære områder i de seneste år må for de fleste områder tilskrives kombinationen af gunstige meteorologiske og hydrografiske forhold og reduceret punktkildebelastning.

Positive effekter, der med nogen sikkerhed fortrinsvis kan tilskrives reduceret punktkildebelastning, er fundet i Århus Bugt. Her er der i et lokalområde omkring spildevandsudløbet fra Marselisborg en forbedring af iltforholdene som følge af reduceret belastning med organisk stof, hvilket har tilladt indvandring af muslingen *Abra alba*. I Odense Fjord er forekomsten af søsalat og trådalger faldet.

Den diffuse landbaserede kvælstofbelastning, der hovedsageligt skyldes udvaskning fra landbrugsarealer, er ikke reduceret som fastlagt i Vandmiljøplanen. De midlertidige forbedringer af miljøet i de kystnære områder, som er set i de seneste år, hvor der har været både mindre kvælstofbelastning (vejr-betinget) og mindre fosforbelastning (på grund af forbedret spildevandsrensning) viser, at når den samlede kvælstofbelastning falder markant og permanent, kan der også forventes vedvarende forbedringer i miljøforholdene.

Cyklisk rapportering om fytoplankton

Tilførslen af næringssalte fra land har afgørende betydning for udviklingen i fytoplanktonbiomasse og -produktion, og fytoplanktonparametrene er velegnede til at vurdere effekter af ændringer i tilførslen. Kraftig afstrømning fra land medfører opblomstringer af fytoplankton med efterfølgende iltsvind. En tydelig sammenhæng mellem år-til-år variationerne i fytoplanktonbiomasse og/eller -produktion og afstrømning er konstateret i flere områder. Udviklingen i kvælstof- og fosforbelastningen følger generelt udviklingen i afstrømningen i disse områder, og for Limfjorden er der påvist en positiv korrelation mellem autotrof kulstofbiomasse og både kvælstof og fosforbelastningen.

I enkelte områder er der observeret et fald i fytoplanktonbiomasse og/eller -produktion fra slutningen af 1980'erne til begyndelsen af 1990'erne. På grund af den samtidige reduktion i kvælstof- og fosforbelastningen, de tidsmæssigt begrænsede måleperioder og manglende kendskab til den naturlige variation kan det ikke afgøres om der er tale om permanente entydige ændringer, og hvorvidt reduktionen i fosforbelastningen har haft betydning. I Roskilde Fjord skyldes faldet i fytoplanktonbiomassen et øget græsningstryk fra bunddyrene.

Kvælstof er det primært begrænsende næringssalt i danske marine områder. I fjord- og kystvande ses dog potentiel fosforbegrænsning i perioder om sommeren, og fosfor- (og silikat-) begrænsning er oftest dominerende i forårs månederne. Resultaterne er i overensstemmelse med analyser udført under Havforskning90-programmet på et stort datamateriale fra danske fjord- og kystvande. Kvælstofs betydning forklarer, at der ikke er entydige indicier i det marine miljø for effekter af reduktioner i fosforbelastningen. I Mariager Fjord, Limfjorden og Århus Bugt er antallet af prøvetagningsdage, hvor fosfatkoncentrationen indicerer potentiel fosforbegrænsning øget, og yderligere reduktioner kan få en effekt i det marine miljø.

Fytoplanktons vækst og biomasse er bestemt af interaktioner mellem de meteorologiske, hydrografiske, kemiske og biologiske forhold. Mere detaljerede analyser bør gennemføres så korrelationerne kan præciseres og specielt andre faktoreres "forstyrrende" effekt kan beskrives. Dermed vil effekten af andre faktorer kunne "eliminere", og muligheden for, selv på kort sigt, at detektere effekter af reduktioner i belastningen vil øges.

Successionen i fytoplanktonsammensætningen er generelt ens for alle marine områder. Sommerperioden er domineret af små flagellater, kiselalger og furealger, hvor de 2 sidstnævnte grupper specielt giver høje biomasser i fjord- og kystvandene. I de lavsaline områder er blågrønalger meget talrige. Enkelte fjorde er domineret af kiselalger gennem hele vækstsæsonen. En beskrivelse af fytoplanktonsamfund i danske marine områder og af faktorer, der har betydning for artssammensætningen, bør ske på grundlag af statistiske analyser af primærdata.

Antallet af observerede masseforekomster har været højere i 1980'erne end i de foregående årtier. Dette skyldes tildels en stigende opmærksomhed på problemet, men sandsynligvis også at belastningen er

steget. Antallet af masseopblomstringer er som følge af den større næringsrigdom størst i fjord- og kystvande.

Forekomster af giftige alger har medført fiske- og bunddyrsdød, dødsfald hos kvæg og hunde og skaldyrsforgiftning. Fiskedød i havbrug og skaldyrsforgiftning har haft økonomisk betydning for de berørte erhverv. Da giftproducerende alger er en naturlig del af fytoplanktonsamfundet, vil en reduktion i den totale forekomst af fytoplankton nedsætte risikoen for opblomstringer af disse alger.

Inden revisionen af VMP-overvågningsprogrammet bør det undersøges, hvor effektive planktonparametrene er set i relation programets formål. Dette vil inkludere vurderinger af usikkerheder fra prøvetagning til præsentation af det færdige resultat.

Planktonundersøgelserne er et væsentligt element i vurderingen af miljøtilstanden og ændringer i denne i danske havområder. Fytoplankton responderer på ændringer i tilførslen af næringssalte. Kendskab til udviklingen i fytoplankton øger forståelsen af andre processer i miljøet, som f.eks. udvikling i bundvegetation, bundfauna og iltsvind, og dermed af nuværende og forventelige effekter af miljøforbedrende foranstaltninger. Det marine økosystem er et kompliceret net af interaktioner mellem fysiske, kemiske og biologiske elementer, og på grund af systemets kompleksitet kan vurderingen af miljøtilstand og udvikling ikke ske ud fra enkelte parametre, men må bygge på en matrix af tilstand og udvikling for de vigtigste elementer i økosystemet, herunder fytoplankton.



12 Referencer

Andersen, P., Emsholm, H. & Dyring Jacobsen, S. (1992): Status over overvågningen af forekomsten af giftige alger og gift i muslinger i danske fjorde og kystnære havområder 1991. Udarbejdet for Foreningen Muslingeerhvervet.

Andersen, P., Emsholm, H. & Hald, B. (1993): Status over overvågningen af forekomsten af toksiske alger og toxiner i muslinger i danske fjorde og kystnære havområder 1992. Udarbejdet for Foreningen Muslingeerhvervet og Fiskeriministeriet.

Andersen, P. & Emsholm, H. (1994): Status over overvågningen af forekomsten af toksiske alger og toxiner i muslinger i Danske fjorde og kystnære havområder 1993. Udarbejdet for Fiskeriministeriet. I trykken.

Andersin, A.-B., Cederwall, H., Gosselck, F., Josefson, A.B., Järvekulg, A., Lagzdins, G., Jensen, J.N. & Rumohr, H. (1990): Sediments and zoobenthos. Ambio Special Report 7:11-12 .

Anderson, D.M. (1990): Toxin variability i *Alexandrium* species. I: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L. & Anderson, D. M. (Eds.). Toxic Marine Phytoplankton. Proceedings of the Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York: 41-51.

Berg, J. & Radach, G. (1985): Trend in nutrient and phytoplankton concentrations at Helgoland Reede (German Bight) since 1962. ICES C.M.1985/L:2/Sess. R: 1-16.

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

Bjørnsen, P.K. & Nielsen, T.G. (1992): Planktondynamik i skillefladen. I: Fenchel, T. (red.). Planktondynamik og stofomsætning i Kattegat. Havforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 10. Miljøstyrelsen.

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. (1957): An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. Ecological Monographs 27: 325-349.

Cappelen, J., Jørgensen, B., Schjerlund, L. & Thingvad (eds.) (1994): Danmarks Klima 1993. Danmarks meteorologiske Institut, København, 75 pp.

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

Christensen, P.B., Møhlenberg, F., Krause-Jensen, D., Jensen, H.S., Rysgaard, S., Clausen, P., Sortkjær, O., Schliiter, L., Josefsen, S.B., Jørgensen, C., Andersen, F.Ø., Thomassen, J., Thomsen, M.S. & Nielsen, L.P. (1994): Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/ Kerteminde Fjord. Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 43. Miljøstyrelsen.

Christensen, P.B. & Sortkjær, O. (1994): Udplantning af ålegræs. Vand og Jord 4: 169-170.

Clarke, K.R. & Ainsworth, M. (1993): A method of linking multivariate community structure to environmental variables. Mar. Ecol. Proc. Ser. 92: 205-219.

Dansø, L., Worm, J., Henriksen, P., Moestrup, Ø. (1994): Giftige blågrønalger i Danmark. Vand og Jord. I trykken.

Digby, P.G.N. & Kempton, R.A. (1987): Multivariate analysis of ecological communities. Chapman & Hall, London.

Edwardsen, B., Moy, F. & Paasche, E. (1990): Hemolytic activity in extracts of *Chrysochomulina polylepis* grown at different levels of selenite and phosphate. I: Granéli, E. et al., (Eds.). Toxic Marine Phytoplankton. Proceedings of the Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York: 284-289.

Eikrem, W. & Thronsen, J. (1993): Toxic Prymnesiophytes identified from Norwegian coastal waters. I: Smayda, T. J. & Shimizu, Y. (Eds.). Toxic Phytoplankton Blooms in sea. Proceedings of the Fifth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier Science Publishers B. V. Amsterdam: 687-692.

Eilertsen, H.C. (1994): Pressemeldelse fra H. C. Eilertsen, Norges Fiskerihøgskole, Tromsø.

Erard-Le Denn, E. & Ryckaert, M. (1990): Trout mortality associated to *Distephanus speculum*. I: Granéli, E. et al., (Eds.). Toxic Marine Phytoplankton. Proceedings of the Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York: 137.

Falconer, I.R. & Choice, A. (1992): Toxicity of Edible Mussels (*Mytilus edulis*) growing naturally in an Eustuary during a water bloom of the blue-green alga *Nodularia spumigena*. Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal. Vol. 7: 119-123.

Fallesen, G. (1992): How sewage discharge, terrestrial run-off and oxygen deficiencies affect the bottom fauna i. Århus Bay, Denmark. I: Colombo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. et al.: Marine

Eutrofication and population dynamics. 25th EMBS.. Olsen & Olsen, Fredensborg, pp 29-33.

Geraci, J.R., Anderson, D.M., Timperi, R.J., Aubin, D.J. St., Early G.A., Prescott, J.H. & Mayo C.A. (1989): Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) fatally poisoned by Dinoflagellate toxin. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 46: 1895-1898.

Granéli, E.K., Wallström, K., Larsson, U., Granéli, W. & Elmgren, R. (1990): Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. *Ambio* 19: 142-151.

Grauer, C.F.H. & Arnold, H.L. (1961): Seaweed dermatitis. First report of a dermatitis-producing marine alga. *Archives of Dermatology*. 84: 720-732.

Græsbøll, P., Erfurt, J., Hansen, H.O., Kronvang, B., Larsen, S.E., Rebsdorf, Aa. & Svendsen, L.M. (in prep.): Ferske vandområder – Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 119.

Hallegraeff, G.M. (1993): A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32 (2): 79-99.

Hansen, P.J., Nielsen, T.G. & Kaas, H. (1994): Opblomstring af stilkalger i Lillebælt. *Vand og Jord*. 2: 65-70.

Hansen, V., Albrechtsen, K. & Frandsen C. (1969): De døde fisk og planteplanktonet i Nordsøen i 1968. *Skr. Danm. Fiskeri- og Havunders.* 29: 36-53.

Henriksen, P., Knipschildt, F., Moestrup, Ø. & Thomsen, H.A. (1993): Autecology, life history and toxicology of the silicoflagellate *Dictyocha speculum* (Silicoflagellata, Dictyochophyceae). *Phycologia* 32 (1): 29-39.

Holm, M. & Andersen, P. (1993): Vertikal fordeling af giftige alger, vurdering af prøvetagningsteknik og forekomst af DSP gifte i danske farvande 1987-92. Udarbejdet for Foreningen Muslingeerhvervet og Fiskeriministeriet.

Hylleberg, J. (1992): Ændringer i Limfjordens dyreliv i historisk tid. *Limfjordsprojekt nr. 4*: 37-61.

ICES (1992): Effects of Harmful Algal Blooms on Mariculture and Marine Fisheries. ICES cooperative research report. No. 181. 38 pp.

Jacobsen, T.S. (1980): Sea Water Exchange of the Baltic. Measurements and Methods. The National Agency of Environmental Protection, Denmark, 106 pp.

Jacobsen, T.S. (1993): Blandingsenergi fra strøm og vind i Storebælt - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 31, Miljøstyrelsen, 49 pp.

Jakobsen, F. (1994): The major inflow to the Baltic Sea during January 1993. Danish Hydraulic Institute, Hørsholm, Denmark.

Jakobsen, F., Ærtebjerg, G., Agger C.T., Højerslev, N.K., Holt, N., Heilman, J. & Richardson, K. (1994): Hydrografisk og biologisk beskrivelse af Skagerrak-fronten - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 49, Miljøstyrelsen, 112 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.

Jongmann, 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. (1992): Effects of hypoxia on soft-sediment macrobenthos in southern Kattegat, Denmark. I: Colombo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. *et al.*: Marine Eutrofication and population dynamics. 25th EMBS.. Olsen & Olsen, Fredensborg, pp 21-28.

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.* 172: 31-45.

Jørgensen, C. (in press): Modelling of nutrient release in a tidal inlet. *Ophelia*.

Krause-Jensen, D., Christensen, P.B., KcGlathery, K.J. & Rysgaard, S. (1993): Macroalgal masts: A barrier reducing the nutrient flux from eutrophic coastal sediments. Poster præsenteret på "International Symposium on Nutrient Dynamics in Coastal and Estuarine Environments", 13-16/10 1993, Helsingør.

Krogh, P. (1990): Toksikologi. I: Bjergskov, T., Larsen, J., Moestrup, Ø., Sørensen, H. M. & Krogh, P., 1990. Toksiske og potentielt toksiske alger i danske farvande: Kontrolforanstaltninger, taxonomi, økologi, toksikologi. Fiskeriministeriets Industritilsyn.

Kronvang, B., Ærtebjerg, G., Grant, R., Kristensen, P., Hovmand, M. & Kirkegaard, J. (1993): Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: State of the Danish aquatic environment. *Ambio* vol. 22. 4: 176-187.

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 inner German Bight towards the Dogger Bank. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 91: 269-276.

Kaas, H., Kaas, H. & Møhlenberg, F. (1990): Kvælstof og fosfor i havet. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C8, 64 pp.

Kaas, H., Larsen, J. & Thomsen, H.A. (1988): Algeopblomstringen i foråret 1988. *Urt* 4: 119-124.

Kaas, H., Larsen, J., Møhlenberg, F. & Richardson, K. (1991): The *Chrysochromulina polylepis* bloom in the Kattegat (Scandinavia) May-June 1988. Distribution, primary production and nutrient dynamics in the late stage of the bloom. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 79: 151-161.

Larsen, G.R., Jürgensen, C., Christensen, P.B., Olesen, N.J., Petersen, J.K., Jensen, J.N., Mortensen, E., Sortkjær, O., Andersen, P. & Rasmussen, M.B. (1994): Kertinge Nor/Kerteminde Fjord – status og udvikling. Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 44. Miljøstyrelsen.

Larsen, J. & Moestrup, Ø. (1990): Guide til toksiske og potentielt toksiske marine alger. I: Bjergskov, T. et al., 1990. Toksiske og potentielt toksiske alger i danske farvande: Kontrolforanstaltninger, taxonomi, økologi, toksikologi. Fiskeriministeriets Industrilsyn.

Larsen, J., Hansen, P. & Ravn, H. (1993): Giftige alger i danske farvande. Havforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 28. Miljøstyrelsen.

Lindstrøm, E. (1976): Et udbrud af algeforgiftning blandt hunde. *Dansk Veterinærtidsskrift.* 59: 637-641.

Lundholm, N., Skov, J., Pocklington, R. & Moestrup, Ø. (1994): Domoic acid, the toxic amino acid responsible for Amnesic Shellfish Poisoning, now in *Pseudonitzschia seriata* (Bacillariophyceae) in Europe. *Phycologia* 33 (6). I trykken.

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

Miljøstyrelsen (1989): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115.

Miljøstyrelsen (1993): Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2 1993.

Moestrup, Ø. & Hansen, P. J. (1988): On the occurrence of the potentially toxic Dinoflagellates *Alexandrium tamarense* (= *Gonyaulax excavata*) and *A. ostenfeldii* in Danish and Faroese waters. *Ophelia*, 28 (3): 195-213.

Moestrup, Ø. & Thomsen, H.A. (1990): *Dictyocha speculum* (Silico-flagellata, Dictyochophyceae), studies on armoured and unarmoured stages. Biologiske skrifter. 37: 1-56.

Møhlenberg, F. (in press): Regulating mechanisms of phytoplankton growth and biomass in a shallow estuary. *Ophelia*.

Nielsen, K. & Olesen, B. (1994). Ny viden om ålegræs - bedre miljøbedømmelse. *Vand og Jord* 3: 17-19.

Nielsen, T.G., Bjørnsen, P.K., Kaas, H., Rasmussen, B. & Cohen, A. (1994): Planktonodynamik omkring springlaget i Kattegat. *Havforskning fra Miljøstyrelsen*, nr. 33, Miljøstyrelsen, 162 pp.

Nierman, 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.

Nishiwaki-Matsushima, R., Ohta, T., Nishiwaki, S., Suganuma, M., Kohyama, K., Ishikawa, T., Carmichael, W. W. & Fujiki, H. (1992): Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *J. Cancer Res. Clin. Oncol.* 118: 420-424.

Nordjyllands Amt. (1991): Vandmiljø overvågning. Hav og Fjord. Rapportering af marine data fra Nordjyllands Amt til DMU. 1990. Nordjyllands Amt. Forvaltningen for Teknik og Miljø. Miljøkontoret.

Okaichi, T. & Imatomi, Y. (1979): Toxicity of *Prorocentrum minimum* var. *Mariae-Lebouriae* assumed to be a causative agent of short-necked clam poisoning. I: Taylor, D. L. & Seliger H. H. (Eds.). *Toxic Dinoflagellate Blooms. Proceedings of the Second International Conference on Toxic Dinoflagellate Blooms.* Elsevier North Holland, Inc. New York: 385-388.

Olesen, B. & Sand-Jensen, K. (1994) "Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*". *Marine Ecology Progress Series* 106: 147-156.

Ollrik, K. (1982): Åledød og masseforekomst af furealgen *Gyrodinium aureolum* i Glyngøre Havn, oktober 1981. Rapport til Viborg Amtskommune. Vandkvalitetsinstituttet, ATV.

Ollrik, K. (1985): Fiskedød i Fladesø Syd-Thy i forbindelse med masseforekomst af den giftproducerende planktonalge *Prymnesium parvum*. Udført for Fiskeriforpagter Aage Sørensen, Agger. 11 pp.

Ollrik, K. & Christensen, J.H. (1983): Giftige alger. Et miljø-og sundhedsproblem i kystnære områder og søer? *Stads- og havneingeniøren*. Nr. 2/83.

Ollrik, K. (1993): Planteplankton - økologi. Økologiske faktorer for planteplankton i søer og marine områder. Miljøprojekt nr. 243. Miljøstyrelsen.

Otterstrøm, C.V. & Steemann Nielsen, E. (1940): To tilfælde af omfattende dødelighed hos fisk forårsaget af flagellaten *Prymnesium*

parvum. Beretning til Ministeriet for Landbrug og Fiskeri fra den Danske biologiske station. No. 44.

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.

Pedersen, M. F. (1993): Vækst- og næringsstoffdynamik hos marine planter. Licentiaatafhandling. Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet.

Pedersen, S.M. (1983): Prorocentrum minimum's udbredelse i danske farvande i august 1983. Rapport til Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium. Marin ID.

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.

Petersen, M.F. (1993): Vækst- og næringsstoffdynamik hos marine planter. Licentiaatafhandling. Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet.

Platz, E.M. (1981): Notat om opskyllede døde børsteorme og fisk ved Fjaltring Strand den 17. september 1981. - Ringkøbing Amtskommune, 2 pp.

Plymouth Marine Lab. (1993): Lecture Notes for a Training Workshop on Multivariate Analysis of Community Data, Vejle, Denmark.

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

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: 1-127.

Rasmussen, B. (1994): Blandingsmekanismer i kystnære farvande - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 32, Miljøstyrelsen, 145 pp.

Richardson, K. (1991): Algeopblomstringer. De gode, de onde og de virk'lig grimme. Fisk og Hav. Skrifter fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. Nr.41: 3-7.

Richardson, K. & Christoffersen, A. (1991): Seasonal distribution and production of phytoplankton in the southern Kattegat. Mar.Ecol.Prog.Ser. 78: 217-227.

- Richardson, K. & Heilmann, J.P. (in press): Primary production in the Kattegat: past and present. *Ophelia*.
- Richardson, K. & Kullenberg, G. (1987): Physical and biological interactions leading to plankton blooms: A review of Gyrodinium aureolum blooms in Scandinavian waters. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 187: 19-26.
- Riemann, B., Nielsen, T.G., Horsted, S.J., Bjørnsen, P.K. & Pock-Steen, J. (1988): Regulation of phytoplankton biomass in estuarine enclosures. Mar. Ecol. Prog. Ser. 48: 205-215.
- Ringkjøbing Amtskommune (1978): Fiskedød i den sydlige del af Ringkøbing Fjord. Notat fra Ringkøbing Amtskommune. J. nr. 8-75-1-667-402-78.
- Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. (1994): Fytoplankton- og makrofytudvikling i danske kystområder. Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 30. Miljøstyrelsen.
- Sivonen, K., Himberg, K., Luukkainen, R., Niemelä, S.I., Poon, G.K., & Codd, G.A. (1989): Preliminary characterization of neurotoxic cyanobacteria blooms and strains from Finland.
- Skov, H. et al. (in prep.): Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU.
- Skulberg, O. (1988): Blågrønnalger-Vannkvalitet. Norsk Institut for Vannforskning (NIVA), Oslo.
- Smayda, T.J. (1990): Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. I: Granéli, E. et al., (Eds.). Toxic Marine Phytoplankton. Proceedings of the Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York: 29-40.
- Smith, J.C., Cormier, R., Worms, J., Bird, C.J., Quilliam, M.A., Pocklington, R., Angus, R. & Hanic, L. (1990): Toxic blooms of the domoic acid containing Diatom *Nitzschia pungens* in the Cardigan River, Prince Edward Island, in 1988. I: Granéli, E. et al., (Eds.). Toxic Marine Phytoplankton. Proceedings of the Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York: 227-232.
- Subba Rao, D.V., Quilliam, M.A. & Pocklington, R. (1988): Domoic acid - a neurotoxic amino acid produced by the marine diatom *Nitzschia pungens* in culture. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 45: 2076-2079.
- Sønderjyllands Amt (1992): Vandmiljøovervågning 1991. Kystvande. Sønderjyllands Amt. Teknisk forvaltning, Miljø- og vandløbsvæsenet.
- Sørensen, H.M. (1989): Giftige alger i Limfjorden 1987 og 1988. Udført for Limfjordskomiteen. Ringkjøbing Amtskommune.

Sørensen, H.M. (1990): Toksiske og potentielt toksiske algers økologi i danske farvande. I: Bjergskov, T. et al., 1990. Toksiske og potentielt toksiske alger i danske farvande: Kontrolforanstaltninger, taxonomi, økologi, toksikologi. Fiskeriministeriets Industritilsyn.

Tangen, K. (1983): Shellfish poisoning and the occurrence of potentially toxic dinoflagellates in Norwegian waters. *Sarsia* 68: 1-7.

ter Braak, C.J.F. (1987-1992): CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination, v.3.1. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.

ter Braak, C.J.F. & Prentice, I.C. (1988): A theory of gradient analysis. *Adv. ecol. Res.* 18: 537-544.

Viborg Amt (1991): Indberetning angående masseforekomst af alger til DMU.

Williams, R., Lindley, J.A., Hunt, H.G., Collins, N.R. (1993): Plankton community structure, and geographical distribution in the North Sea. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 172: 143-156.

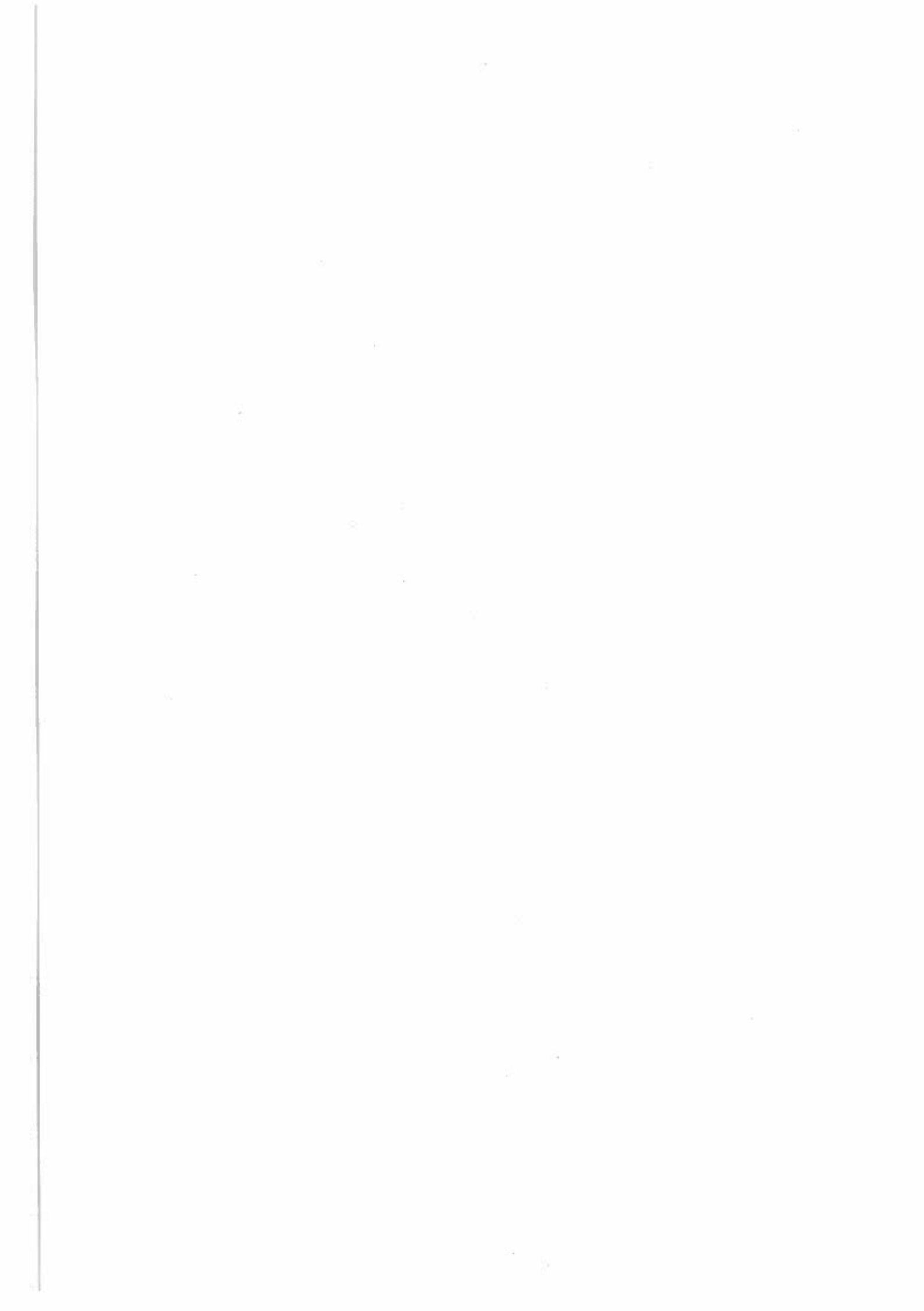
Yang, C.Z. & Albright, L.J. (1993): The mode of action of Harmful *Chaetoceros* Phytoplankters on the Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). I: Sixth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Nantes, France, October 18-22, 1993. Abstracts and Posters Classification.

Yasumoto, T., Underdal, B., Aune, T., Hormazabal, V., Skulberg, O.M. & Oshima, Y. (1990): Screening for hemolytic and ichthyotoxic components of *Chrysochromulina polylepis* and *Gyrodinium aureolum* from Norwegian coastal waters. I: Granéli, E. at al., (Eds.). Toxic Marine Phytoplankton. Proceedings of the Fourth International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York: 436-440.

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.

Århus Amt (1991): Vandmiljøplanens overvågningsrapport. Århus Bugt - Kalø Vig 1990, samt iltvind i Århus Amts farvande, masseopblomstring af *Gyrodinium aureolum*.

Århus Amt (1994): Norsminde Fjord 1992. Teknisk rapport fra Århus amt, 145 sider.



BILAG 1

Oversigt over rapporter fra amtskommunerne og Københavns Kommune

<i>Bornholms</i>	Kystvande 1993
<i>Frederiksborg</i>	Marine områder, tilstand og udvikling 1993 Frederiksborg Amts marine vandområder 1987-93, Planteplankton-temarapport
<i>Fyns</i>	Kystvande 1993 Kystvande 1993 ≤ Bilag
<i>København</i>	Overvågning af kystvande 1993
<i>Københavns Kommune</i>	Overvågning af kystvande 1993 Temarapportering for fytoplankton 1993
<i>Lillebæltsamarbejdet</i>	Lillebælt 1993 Temarapport, Fytoplankton, Lillebælt 1985-1993
<i>Limfjordsovervågningen</i>	Vandmiljø i Limfjorden 1993 Plankton i Limfjorden 1983-1993
<i>Nordjyllands</i>	Hav og fjord 1993 Temarapport, Fytoplankton i Kattegat Temarapport, Fytoplankton i Skagerrak Temarapport, Fytoplankton i Mariager Fjord
<i>Ribe</i>	Marine områder Ribe Amts marine vandområder 1990-93, Planteplankton-temarapport
<i>Ringkøbing</i>	Ringkøbing Fjord, Vandmiljø 1993 Nissum Fjord, Vandmiljø 1993 Vesterhavet, Vandmiljø 1993 Cyklisk temarapportering af fytoplanktondata, Ringkøbing Fjord 1986-1993 Cyklisk temarapportering af fytoplanktondata, Nissum Fjord 1989-1993 Cyklisk temarapportering af fytoplanktondata, Vesterhavet 1988-1993
<i>Roskilde</i>	Kystnære farvande: Køge Bugt 1993 Kystnære farvande: Isefjord 1993

	Kystnære farvande: Roskilde Fjord 1993 Fytoplankton: Køge Bugt 1993 Fytoplankton: Roskilde Fjord og Isefjord
<i>Storstrøms</i>	Rapportering af vandmiljødata Fytoplankton i Storstrøms amt 1989-1993
<i>Sønderjyllands</i>	Vandmiljøovervågning 1993, kystvande Vandmiljøovervågning 1993, kystvande ≤ Bilag Vandmiljøovervågning 1993, kystvande ≤ Plankton i Flensborg Fjord - 1993, station KFF2
<i>Vejle</i>	Overvågning af kystvande 1993 Temarapport, Fytoplankton, Vejle Amts Kystvande 1989-1993
<i>Vestsjælland</i>	Vandmiljøplan 1993, Kystvande
<i>Viborg</i>	Vesterhavet 1993
<i>Århus</i>	Århus Bugt og Kalø Vig 1993 (tekst) Århus Bugt og Kalø Vig 1993 (figurer) Hevring Bugt 1993 Randers Fjord 1993 (tekst) Randers Fjord 1993 (figurer) Phytoplankton: Århus Bugt og Hevring Bugt 1989-1993 (tekst) Phytoplankton: Århus Bugt og Hevring Bugt 1989-1993 (figurer) Phytoplankton: Århus Bugt og Hevring Bugt 1989-1993 (bilag)

BILAG 2

Den statistiske metode bag tabellerne 4.3, 4.5, 4.7 og 6.1

Indledning

Lad Y betegne den variabel, der undersøges, dvs. afstrømningskorrigeret vintermiddelkoncentration for tabellerne 4.3, 4.5 og 4.7 og sommermiddeliltkoncentration i bundvandet for tabel 6.1.

Vi ønsker en statistisk vurdering af, om Y har ændret sig siden Vandmiljøplanens vedtagelse i 1987.

Værdien af Y i et enkelt år er selvfølgelig påvirket af en mængde faktorer, som vi mennesker ikke har indflydelse på, nemlig de hydrografiske og meteorologiske forhold i det pågældende år og i en vis udstrækning også i de foregående år. For at mindske indflydelsen af sådan "tilfældig" variation fra år til år bruger vi gennemsnittet af Y i årene 1983-1987 som mål for tilstanden, som den var, da Vandmiljøplanen blev vedtaget. Dette gennemsnit betegnes $Y_{1983-87}$ i det følgende. Usikkerheden på $Y_{1983-87}$ vurderes ved hjælp af standardafvigelsen s af Y i årene 1983-1987, som er et mål for år-til-år-variationen i den periode.

Tests

I tabellerne er vist resultaterne af to tests: I, om Y for 1993 (betegnes Y_{1993}) afviger fra $Y_{1983-87}$ og II, om middelværdien af Y i 1991-1993 (betegnes $Y_{1991-93}$) afviger fra $Y_{1983-87}$.

Nulhypoteser

$$\text{Test I: } Y_{1993} = Y_{1983-87}$$

$$\text{Test II: } Y_{1991-93} = Y_{1983-87}$$

Alternative hypoteser

For næringssalte (tabellerne 4.3, 4.5 og 4.7):

$$\text{Test I: } Y_{1993} < Y_{1983-87}$$

$$\text{Test II: } Y_{1991-93} < Y_{1983-87}$$

For ilt (tabel 6.1):

$$\text{Test I: } Y_{1993} > Y_{1983-87}$$

$$\text{Test II: } Y_{1991-93} > Y_{1983-87}$$

Bemærk, at testene er énsidige.

Beregning af sandsynlighed

Lad n være antallet af år med resultater i perioden 1983-87 (dvs. n er 4 eller 5). Antallet af frihedsgrader for den tilhørende standardafvigelse s er da $v = n - 1$ (dvs. v er 3 eller 4). Middelværdien betegnes $Y_{1983-87}$ jf. ovenfor.

Middelværdien og standardafvigelsen antages at være uændret i de senere år, og så findes sandsynlighederne svarende til ovenstående tests ud fra følgende t -værdier:

For næringssalte (tabellerne 4.3, 4.5 og 4.7):

$$\text{Test I: } t_v = (Y_{1983-87} - Y_{1993}) / s$$

$$\text{Test II: } t_v = (Y_{1983-87} - Y_{1993}) / (s / 3)$$

For ilt (tabel 6.1):

$$\text{Test I: } t_v = (Y_{1993} - Y_{1983-87}) / s$$

$$\text{Test II: } t_v = (Y_{1993} - Y_{1983-87}) / (s / 3)$$

Testene er énsidige, og kun positive t-værdier er signifikante.

Forskellen fra et almindeligt t-test er, at variationen i årene 1991-93 ikke benyttes ved beregningen af s . Det er, fordi man, hvis der er en ændring af niveauet siden 1987, kan forvente en ændret variation også.

BILAG 3

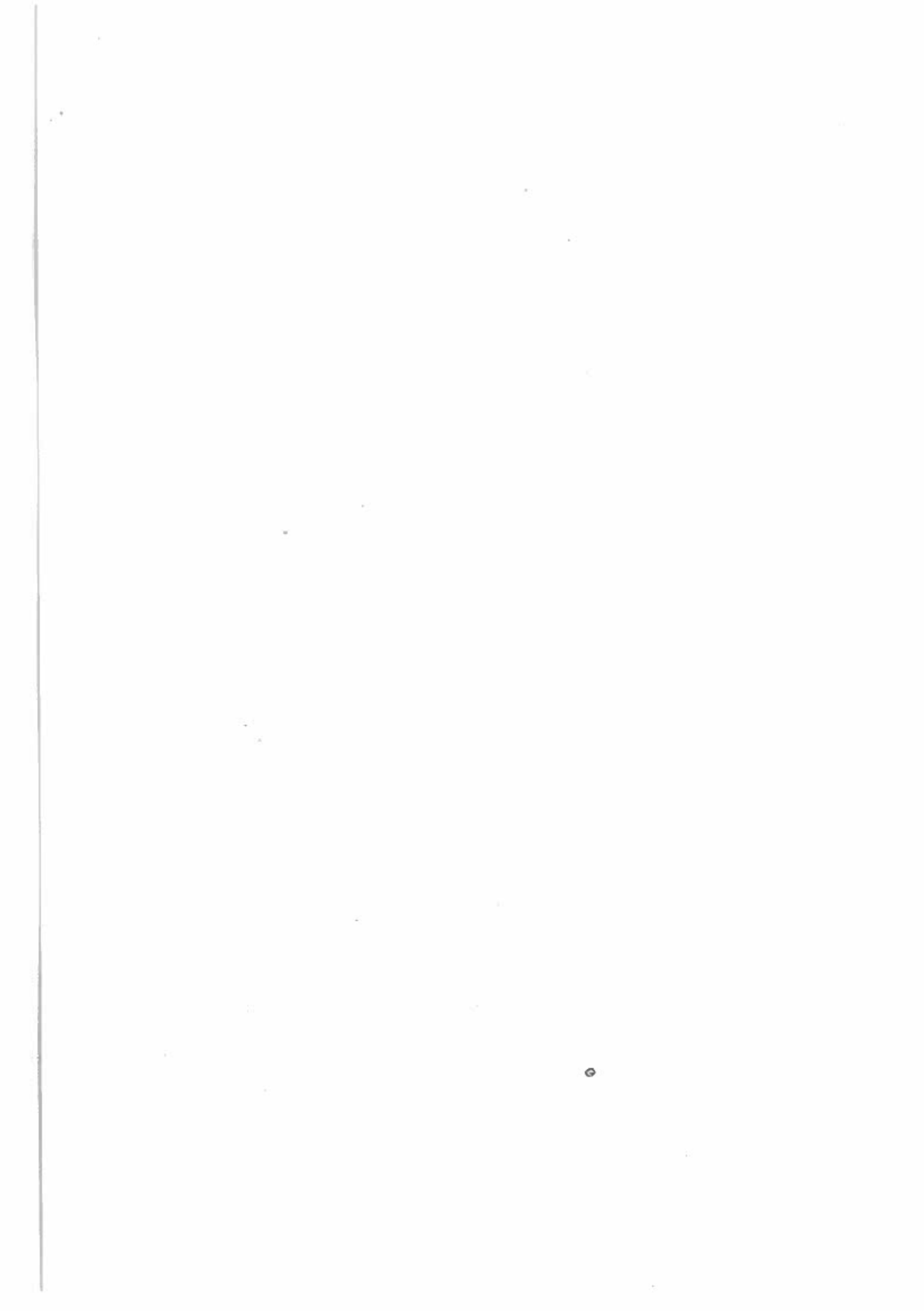
Landbelastning i 1993

Månedstilførsel af kvælstof til marine kystafsnit i ton

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	I alt
Nordsøen	3961	2471	2029	1318	818	634	659	877	1351	2253	1677	4071	22121
Skagerrak	661	243	174	119	93	80	75	82	94	220	114	480	2436
Kattegat	6482	3818	2461	1709	1164	923	964	1075	1760	3188	2069	6219	31833
Nordlige Bælt.	2505	1242	543	277	124	88	92	106	529	1203	598	2449	9754
Lillebælt	2467	1250	754	373	221	186	188	228	661	1160	634	2489	10611
Storebælt	3846	2409	1107	569	268	164	139	172	1279	2177	1298	4033	17462
Øresund	1099	731	502	426	402	402	421	425	931	833	597	1225	7992
Sydlige Bælthav	388	155	34	13	5	4	4	5	94	130	82	360	1274
Østersøen	869	536	279	145	56	40	41	50	601	548	264	928	4355
Total	22277	12854	7883	4950	3151	2521	2583	3020	7301	11713	7333	22254	107838

Månedstilførsel af fosfor til marine kystafsnit i ton

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	I alt
Nordsøen	75	51	49	31	22	19	20	23	30	56	40	97	514
Skagerrak	21	12	10	10	10	9	10	9	8	9	9	16	134
Kattegat	107	72	72	57	52	46	50	55	65	90	64	120	850
Nordlige Bælt.	35	17	12	8	9	10	10	11	23	30	14	47	225
Lillebælt	46	25	22	16	16	16	17	19	32	33	23	61	326
Storebælt	56	41	23	18	18	16	17	18	49	60	38	77	432
Øresund	84	81	79	79	79	79	81	81	91	84	80	88	986
Sydlige Bælthav	4	2	1	1	1	1	1	1	3	2	2	7	24
Østersøen	13	10	8	8	8	8	8	8	21	12	9	17	130
Total	441	311	277	228	215	203	214	225	323	377	279	530	3622



Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993.

Fosfor

Landstal for udledning af fosfor og kvælstof til vandmiljøet
Tilførslen af fosfor til marine områder er faldet markant. I 1989 var den samlede udledning ca. 6.800 t P år⁻¹ mod 3.600 t P år⁻¹ i 1993. I midten af 1980'erne var udledningerne ca. 8.200 t P/år. Faldet er især betinget af en bedre rensning af spildevandet.

Kvælstof

Kvælstoftransporten i vandløb er det enkelte år stærkt afhængig af vandafstrømningen. I 'våde' nedbørsrige år vil der derfor være en større transport i vandløbene og dermed en større kvælstoftilførsel til fjorde og marine områder. I det 'tørre' nedbørsfattige år 1989 var de samlede kvælstoftilførsler til marine områder således kun 79.000 t N år⁻¹ mod 108.000 t N år⁻¹ i 1993, hvor vandafstrømningen var tættere på et 'normalår'. Selv om udledningerne af kvælstof med spildevand er blevet mindsket med ca. 40% siden 1989 har dette kun haft mindre indflydelse på de samlede tilførsler af kvælstof til vandmiljøet fordi disse tilførsler kun udgør en lille del af de samlede tilførsler (15% i 1993). Hovedparten af kvælstoftilførslen til vandmiljøet kan således stadig tilskrives dyrkningsbetingede udledninger og der kan ikke, når der korrigeres for de klimatiske betingede variationer registreres nogen reduktion i kvælstofudledningerne til vandløb i perioden efter vedtagelsen af Vandmiljøplanen (1987-93).

Vandmiljøplanens Overvågningsprogram omfatter undersøgelser af tilstand og påvirkende faktorer i en række større og mindre vandområder fra kilde til hav.

Vandkvalitet i kilder

Kilder

Vandkvaliteten i kilderne har generelt ikke ændret sig siden 1989. Hovedparten af de kilder, der ligger i naturarealer har lave koncentrationer af nitrat (0.4-0.6 mg N l⁻¹), mens koncentrationerne i de dyrkningspåvirkede kilder generelt ligger en faktor 10 højere. Fosfor-koncentrationerne i kilder i oplande med opdyrkning af jorden er lidt højere (0.06-0.08 mg P l⁻¹) end i kilder, der ligger i naturarealer (0.04-0.06 mg P l⁻¹).

Ingen ændring i afstrømningskorrigerede kvælstoftransport i vandløb

Vandløb

Som for kilderne kan vandkvaliteten i vandløb relateres til graden af opdyrkning i de enkelte vandløbsoplande og til omfanget af udledninger af spildevand. I naturoplande findes typisk lave kvælstofkoncentrationer, og der har ikke kunnet påvises nogen generel ændring i niveauet siden 1989. Den afstrømningskorrigerede kvælstoftransport i dyrkningspåvirkede vandløb har ligeledes ligget på samme niveau (ca. 20 kg N ha⁻¹ år⁻¹).

Landbrug - landovervågningsoplande

I 6 landovervågningsoplande, hvor dyrkningspraksis, gødningsanvendelse og kvælstoftabet til vandmiljøet undersøges detaljeret, har der ikke siden 1989 kunnet påvises nogen sikker ændring i kvælstoftabet til vandmiljøet, hverken gennem målinger (i rodzonen, dræn, grundvand eller vandløb) eller ved modelberegninger. Opgørelse over landbrugspraksis i disse oplande har dog vist, at der er sket en

forbedring i gødningsanvendelsen. Mængden af husdyrgødning, der udbringes i forårs- og sommerperioden er således steget fra 56% i 1990 til 69% i 1993. Udnyttelsesgraden, forstået som den procentdel husdyrgødning udgør af den vejledende kvælstofnorm ved en given gødningstildeling, er ligeledes steget fra 30% i 1990 til 34% i 1993.

Forbedringer i N-udnyttelse

Forbedringerne er dog små i forhold til det samlede kvælstofkredsløb på landbrugsjord og udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødningen kan stadig forbedres. Således sker der en overgødskning i forhold til den økonomisk optimale mængde på 20-30% af arealet i landovervågningsoplandene. Det samlede kvælstofinput udgjorde i gennemsnit for de 6 oplande i perioden 1990-1993 254 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Samtidig blev der ved høst af afgrøder fjernet 134 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Der er derfor et stort tabspotentiale i jorden.

Handelsgødningsforbrug er faldet

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødningskvælstof faldet fra 392.000 tons i 1985 til 328.000 tons i 1993 og derved er det samlede kvælstofinput faldet fra 748.000 tons i 1985 til 679.000 tons i 1993. I samme periode faldt afgrødernes kvælstofbehov med 14.000 tons, hvorved den reelle nedgang i tildelt kvælstof, set i forhold til afgrødernes behov, er 55.000 svarende til 7%. Forskellen mellem tilført og høstet kvælstof er reduceret fra 381.000 tons i 1985 til 325.000 tons i 1993, svarende til et øget årligt overskud på det dyrkede areal på 122 kg N ha⁻¹.

87% af den samlede kvælstoftransport i danske vandløb kan som gennemsnit for 1993 tilskrives dyrkningsbetingede udvaskninger. Udledninger af spildevand er mindre betydende (7%). Uden spildevand og dyrkningsbetingede udvaskninger ville kvælstoftransporten have været 6% af den målte transport i 1993.

Fosforkoncentrationer i vandløb er reduceret

Fosforkoncentrationerne i vandløb i naturområder er lave (0.04-0.05 mg P l⁻¹). I vandløb i dyrkede oplande uden større spildevandskilder er koncentrationerne generelt ca. 3-4 gange større. I vandløb, hvortil der udledes spildevand fra større punktkilder er der sket et markant fald i fosforkoncentrationerne; fra 0.49 mg P l⁻¹ i 1989 til 0.18 mg P l⁻¹ i 1993 især fordi spildevandet nu renses bedre.

Af de samlede fosforudledninger til ferskvand i 1993 (2.200 t P) kunne 51% tilskrives spildevand og 39% dyrkningsbetingede udledninger.

Faunatilstand

Der blev i 1993 foretaget biologiske vandløbsbedømmelser på 217 overvågningsstationer og resultaterne viser, at på 36 % af stationerne var miljøtilstanden god (klasse II eller bedre) og på 13 % af stationerne var tilstanden dårlig (III eller værre).

Miljøtilstanden er bedst i de vandløb, der afvander naturarealer, sammenlignet med tilstanden i vandløb, der afvander landbrugsoplande og oplande med spildevandsudledninger.

Trådalger

Undersøgelser af trådalgeforekomst på ca. 100 overvågningsstationer har vist betydelige trådalgeforekomster på 32% af stationerne (maksimale dækningsgrader på over 60%). Trådalgeforekomsten er både hyppigere og større i vandløb i spildevandspåvirkede og dyrkede oplande end i naturoplande.

<i>Søtilstand</i>	<p>Søer Miljøtilstanden i de danske søer er generelt kun ændret meget lidt siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen. Halvdelen af søerne har således stadig en sommersigt dybde mindre end 1.2 m. 40% af fosfortilførslen i 1993 kunne som gennemsnit tilskrives spildevandsudledninger. Heri er dog indregnet et usikkert estimat af spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse. Ses der bort fra dette spildevand udgjorde de øvrige spildevandstilførsler mindre end 10% af den samlede fosfortilførsel til 2/3 af søerne i 1993.</p>
<i>Fosfortilførsel er mindsket</i>	<p>Der er for alle spildevandsbelastede søer sket en væsentlig forureningsbegrænsende indsats. Således er spildevandstilførslerne til søerne mindsket markant både før og efter 1988, mens belastningen fra det åbne land ikke er blevet reduceret. Reduktionen i spildevandsbelastningen har især mindsket tilførslen af fosfor til søerne.</p>
<i>Intern P-belastning</i>	<p>Kun i enkelte søer med en reduceret fosfor tilførsel kan der registreres et tilsvarende fald i søvandskoncentrationen af total fosfor. Dette skyldes bl.a. frigivelse af fosfor fra søbunden. I Furesøen og Bagsværd Sø, hvorfra der foreligger lange tidsserier, er det således tydeligt at den interne belastning af fosfor har haft en langvarig effekt (>10 år). I perioden 1989-93 er der dog sket et signifikant fald ($p > 0.1$) i fosforkoncentrationerne i 17 af søerne, faldet er mest markant i de mest belastede søer.</p>
<i>Biologisk struktur</i>	<p>Ændrede biologiske forhold kan også påvirke de kemiske forhold. Et eksempel er Arreskov Sø, hvor et fiskedrab i 1991 forårsagede en markant øgning af kvælstoftilbageholdelsen og en nedgang i søvandskoncentrationen af kvælstof og planteplankton. Faldet i planteplanktonets mængde kan umiddelbart tilskrives den højere mængde dyreplankton som følge af det mindre prædationstryk fra fisk, men øgningen i kvælstoftilbageholdelsen viser at en ændret biologisk struktur også har stor betydning for næringsstofomsætningen i søerne.</p>
<i>Næringsstofmodeller</i>	<p>Der er udarbejdet modeller for såvel fosfor- og kvælstofdynamikken i søerne, som ud fra tilførsel samt temperatur og vandgennemstrømning kan simulere søvandskoncentrationerne og tilbageholdelserne i lavvandede søer ret præcist. Dette giver en bedre mulighed for at vurdere konsekvenserne af ændringer i tilførslen af næringsstoffer til søerne.</p>
<i>Mindsket spildevandstilførsel</i>	<p>Fjorde og hav Reduktionen i de spildevandsbetingede næringsstofftilførsler til fjorde og øvrige kystnære områder har kun lokalt nær store punktkilder medført en bedring i miljøtilstanden. Fosforkoncentrationerne er dog mindsket i flere kystnære områder og perioden med lave fosforkoncentrationer er her blevet længere. I nogle fjord- og kystvande vurderes fosfor at være potentielt begrænsende for udviklingen af planteplankton, men generelt er kvælstof det primært begrænsende næringsstof i marine områder. Derfor er der ikke entydige generelle tegn på effekter af de foretagne reduktioner i fosforbelastningen.</p>
<i>Atmosfærisk bidrag</i>	<p>Udover det landbaserede bidrag og bidraget fra tilstødende vandområder modtager det danske havmiljø et betydende kvælstofbidrag fra atmosfæren. Salpetersyre og nitrat samt ammoniak og ammonium,</p>

der henholdsvis stammer fra afbrænding af fossilt brændstof og landbrugsaktivitet, er hovedkilderne til kvælstof deposition. Udlan- det bidrager med langt den største del af nitrat og salpetersyre depositionen i Danmark, hvorimod en væsentlig del af ammoniak og ammonium kommer fra danske kilder, især fra landbruget. I perio- den 1988 til 1993 er der målt et svagt fald i den atmosfæriske deposi- tion. Dette fald skyldes muligvis klimatiske forhold.

De meteorologiske og hydrografiske forhold var relativt gunstige for miljøet i forår og sommer 1993. Meget lille nedbør i første halvår betød lille afstrømningsbetinget kvælstofbelastning forår/sommer 1993 i forhold til i 1980'erne. Salt, iltrigt bundvand førtes i juni nord- fra til det sydlige Kattegat og Storebæltsområdet, hvorfor iltkoncen- trationen ved bunden her var usædvanligt høj i juni-juli. Koldt vejr med få solskinstimer fra midten af juni og resten af sommeren betød svag lagdeling i lukkede, lavvandede områder og dermed mindre udbredt iltvind.

Disse gunstige vejrforhold medførte formindsket primærproduktion og forbedrede iltforhold i mange områder.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser Postboks 358 Frederiksborgvej 399 4000 Roskilde	<i>Direktion og Sekretariat Forskning-og Udviklingssekretariat Afd. for Foureningskilder og Luftforurening Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi Afd. for Miljøkemi Afd. for Systemanalyse</i>
Tlf. 46 30 12 00 Fax 46 30 11 14	
Danmarks Miljøundersøgelser Postboks 314 Vejsøvej 25 8600 Silkeborg Tlf. 89 20 14 00 Fax 89 20 14 14	<i>Afd. for Ferskvandsøkologi Afd. for Terrestrisk Økologi</i>
Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 12 Kalø 8410 Rønde Tle. 89 20 14 00 Fax 89 20 15 14	<i>Afd. for Flora- og Faunaøkologi</i>

DMU udgiver følgende publikationer:

Årsberetning
Faglige rapport fra DMU
Teknisk anvisning fra DMU
TEMA-rapport fra DMU
R & D Projects
NERI Technical Report
Særtryk af videnskabelige og faglige artikler

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.



ISBN : 87-7772-147-8
ISSN : 0905-815X

