

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997

Marine områder

Åbne farvande - status over miljøtilstand,
årsagssammenhænge og udvikling

Faglig rapport fra DMU, nr. 254

Gunni Ærtebjerg

Jacob Carstensen

Daniel Conley

Karsten Dahl

Jørgen Hansen

Alf Josefson

Hanne Kaas

Stiig Markager

Torkel Gissel Nielsen

Bjarke Rasmussen

Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi

Dorte Krause-Jensen

Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

Ole Hertel

Henrik Skov

Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Lars M. Svendsen

Afdeling for Vandløbsøkologi

Datablad

- Titel:** Marine områder. Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling
Undertitel: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997
- Forfattere:** Gunni Ærtebjerg¹⁾, Jacob Carstensen¹⁾, Daniel Conley¹⁾, Karsten Dahl¹⁾, Jørgen Hansen¹⁾, Alf Josefson¹⁾, Hanne Kaas¹⁾, Stiig Markager¹⁾, Torkel Gissel Nielsen¹⁾, Bjarke Rasmussen¹⁾, Dorte Krause-Jensen²⁾, Ole Hertel³⁾, Henrik Skov³⁾, Lars M. Svendsen⁴⁾
- Afdelinger:** ¹⁾ Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi
²⁾ Afdeling for Sø- og Fjordøkologi
³⁾ Afdeling for Atmosfærisk Miljø
⁴⁾ Afdeling for Vandløbsøkologi
- Serietitel og nummer:** Faglig rapport fra DMU nr. 254
- Udgiver:** Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser©
- URL:** <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsestidspunkt:** December 1998
- Referee:** Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter
Layout: Anne van Acker
- Bedes citeret:** Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Conley, D., Dahl, K., Hansen, J., Josefson, A., Kaas, H., Markager, S., Nielsen, T.G., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Hertel O., Skov, H. & Svendsen, L.M. (1998): Marine områder. Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. 248 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 254.
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
- Abstract:** Denne rapport beskriver miljøtilstanden i de danske farvande i 1997, samt udvikling og årsagssammenhænge i de åbne farvande, med henblik på at belyse effekter af Vandmiljøplanen. Fosforkoncentrationerne i overfladevandet er faldet signifikant i perioden 1989-97 i takt med udbygning af spildevandsrensningen. I de indre farvande ses i samme periode et fald i kvælstofkoncentrationerne svarende til udviklingen i nedbør og afstrømning. I overensstemmelse med de faldende næringsstofkoncentrationer viser udviklingen i fyto- og zooplanktonbiomassen og primærproduktionen en klar nedgang i de frie vandmassers biologiske aktivitet, ligesom ålegræssets dybdeudbredelse steg i 1997. I de åbne farvande var iltforholdene ligesom i 1996 relativt gode, mens den ekstremt varme og stille sensommer 1997 medførte udbredte iltsvind i fjordene. De lave kvælstoftilførsler i 1996 og 1997 var betinget af meget lav nedbør. Dette naturens eksperiment viser imidlertid, at hvis de diffuse kvælstofkilder reduceres til det niveau, som er forudsat i Vandmiljøplanen, får man under normale meteorologiske forhold en markant forbedring af miljøtilstanden i de danske farvande.
- Frie emneord:** Vandmiljø, marin, miljøtilstand, overvågning, eutrofiering, Vandmiljøplanen, Marine ecology, monitoring, assessment, eutrophication, environmental quality
- Redaktionen afsluttet:** 18. november 1998
- ISBN:** 87-7772-426-7
ISSN: 0905-815x
Papirkvalitet: Cyclus offset, 100 gr.
Tryk: Hvidovre Kopi ApS
Sideantal: 248
Oplag: 550
Pris: kr. 250,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
- Købes i boghandelen eller hos:** Danmarks Miljøundersøgelser
Postboks 358
Frederiksborgvej 399
DK-4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14
- Miljøbutikken
Information og Bøger
Læderstræde 1
1201 København K
Tlf.: 33 37 92 92
Fax: 33 92 76 90

Indhold

Forord 7

Summary 9

1 Indledning 13

2 Karakteristik af de åbne farvande 17

- 2.1 Farvandsinddeling 17
- 2.2 Tidsmæssig variation 19
 - 2.2.1 Volumenstrøm og vindhastighed 19
 - 2.2.2 Temperaturvariation 21
 - 2.2.3 Vandmassers salinitet 21
- 2.3 Sammenfatning 24

3 Næringsstofftilførsel 25

- 3.1 Næringsstofudledninger fra Danmark 25
 - 3.1.1 Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD5-tilførslerne til marine kystafsnit i 1997 25
 - 3.1.2 Sæsonvariationerne i tilførslerne i 1997 27
 - 3.1.3 Udvikling i samlet tilførsel af ferskvand, kvælstof og fosfor til farvandene i perioden 1989 til 1997 29
 - 3.1.4 Udvikling i tilførsel af ferskvand, kvælstof og fosfor til de 9 første ordens marine kystafsnit i perioden 1989 til 1997 31
 - 3.1.5 Udvikling i sæsonvariationer i tilførslerne til de marine kystafsnit i perioden 1989 til 1997 33
- 3.2 Retention og frigivelse af næringsstoffer i fjorde 34
- 3.3 Atmosfærisk tilførsel af kvælstof 38
- 3.4 Næringsstofudledninger fra Sverige og Tyskland 41
- 3.5 Samlet næringsstofftilførsel 43
- 3.6 Korrelation mellem afstrømning og næringsstofftilførsel fra land 45
- 3.7 Sammenfatning 47

4 Næringsstofkoncentrationer 49

- 4.1 Årstidsvariation 49
- 4.2 Geografisk og tidsmæssig variation 50
 - 4.2.1 Geografisk variation i de indre farvande 50
 - 4.2.2 Tidslig variation i Nordsøen 55
 - 4.2.3 Tidslig variation i de indre farvande 59
- 4.3 Antropogen indflydelse og vinternæringssaltkoncentrationer 67
 - 4.3.1 Næringssaltkoncentration og næringssalttilførsel 67
 - 4.3.2 Samvariation imellem næringssaltkoncentrationer 67
 - 4.3.3 Lokal næringssaltoverkoncentration og -tilførsler 68
- 4.4 Udvikling 69
- 4.5 Næringssaltbegrænsning 72
- 4.6 Sammenfatning 74

5 Pelagisk biologi 77

- 5.1 Plankton succession i de indre danske farvande 77
 - 5.1.1 Fytoplankton 77
 - 5.1.2 Primærproduktionen 80
 - 5.1.3 Mesozooplankton 80
 - 5.1.4 Mesozooplanktons græsningspotentiale 81
 - 5.1.5 Horisontal variation i planktonsamfundet 82
- 5.2 Regulering af plankton parametre 82
 - 5.2.1 Primærproduktion 82
 - 5.2.2 Konklusion 93
- 5.3 Klorofyl 94
- 5.4 Udviklingstendenser i fyto- og mesozooplanktonbiomasser 97
- 5.5 Sammenfatning 100

6 Skadeligt og giftigt fytoplankton - arter og masseopblomstringer 103

- 6.1 Skadelige og giftige fytoplanktonarter 103
- 6.2 Algeopblomstringer 108
 - 6.2.1 Masseopblomstringer af giftige alger 108
 - 6.2.2 Spredningsmekanismer 113
- 6.3 Sammenfatning 114

7 Iltforhold 119

- 7.1 Sæsonmæssig og geografisk variation 120
 - 7.1.1 Sæsonvariation 120
 - 7.1.2 Geografisk variation 120
- 7.2 Iltforhold i 1997 121
- 7.3 Udvikling i iltkoncentrationer 122
- 7.4 Regulering af iltkoncentrationerne 124
 - 7.4.1 Empiriske sammenhænge 124
 - 7.4.2 Modelberegning af iltkoncentrationer 126
- 7.5 Sammenfatning 130

8 Bundvegetation 131

- 8.1 Tilstand og udviklingstendenser for ålegræssets forekomst og dybdeudbredelse 131
 - 8.1.1 Samlet overblik 131
 - 8.1.2 Udviklingen i de enkelte kystområder 135
- 8.2 Regulering af ålegræssets forekomst og dybdeudbredelse 137
- 8.3 Tilstand, udviklingstendenser og regulering af makroalgernes dybdeudbredelse 140
- 8.4 Tilstand, udviklingstendenser og regulering af makroalgernes artsdiversitet 142
 - 8.4.1 Overvågningslokaliteter i de indre danske farvande 142
 - 8.4.2 Metodebeskrivelse 143
 - 8.4.3 Udbredelse af makroalger 143
 - 8.4.4 Regulering af makroalgernes artsrigdom 144
 - 8.4.5 Regulering af makroalgernes artssammensætning 145
 - 8.4.6 Tilstand og udviklingstendenser for makroalgernes dækningsgrad og artsrigdom 149
- 8.5 Sammenfatning 152

9 Bundfauna 155

- 9.1 Tidligere undersøgelser af bundfauna 156
- 9.2 Fremgangsmåde 157
- 9.3 Gruppering af faunasamfund 159
- 9.4 Tidlig udvikling i faunaens tilstand 160
- 9.5 Faktorer som regulerer faunaen 164
- 9.6 Sammenfatning 168

10 Amternes case stories 171

- 10.1 Iltsvindshændelser ved Vestkysten i 1994 og 1995 171
- 10.2 Iltforhold i de fynske kystvande og Lillebælt 1976-97 172
- 10.3 Effekter af lav næringsstofftilførsel 176
- 10.4 Iltsvind i det sydvestlige Kattegat 179
- 10.5 Iltforhold og salinitet i Øresund 181
- 10.6 Iltsvind i Hjelm Bugt 182
- 10.7 Molboøsters i Karrebæksminde Bugt 183
- 10.8 Iltsvind og bunddyr 184
 - 10.8.1 Ilt og hydrografi 184
 - 10.8.2 Ilt og bunddyr 185
 - 10.8.3 Vurdering 186
- 10.9 Bundfaunaen ud for Frederikshavn 187
- 10.10 Masseforekomster af *Gyrodinium aureolum* i den vestlige del af Kattegat - regulerende faktorer og effekter 188
- 10.11 Bundfaunadød og iltsvind efter opblomstring af *Gyrodinium aureolum* 189
- 10.12 Fedtmøg i Køge Bugt 191
- 10.13 Kvælstoftilførsel, kvælstofkoncentration og bundvegetation ved Bornholm 192

11 Fjordområder 195

- 11.1 Miljøtilstand i danske fjorde 195
 - 11.1.1 Vadehavet 195
 - 11.1.2 Ringkøbing Fjord 195
 - 11.1.3 Nissum Fjord 196
 - 11.1.4 Limfjorden 196
 - 11.1.5 Mariager Fjord 196
 - 11.1.6 Randers Fjord 197
 - 11.1.7 Århus Bugt 197
 - 11.1.8 Horsens, Vejle og Kolding fjorde 198
 - 11.1.9 Sønderjyske fjorde 198
 - 11.1.10 Odense Fjord 199
 - 11.1.11 Kertinge Nor/Kerteminde Fjord 199
 - 11.1.12 Det sydfynske Øhav, lavvandede dele 199
 - 11.1.13 Øvrige fynske fjorde og nor 200
 - 11.1.14 Isefjord 200
 - 11.1.15 Roskilde Fjord 201
 - 11.1.16 Fjorde i Storstrøms Amt 201
- 11.2 Sammenfatning 202

12 Opsummering 203

13 Konklusion 211

14 Referencer 213

Bilag 1

Oversigt over rapporter fra amterne Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1997 223

Bilag 2.1

Oversigt over ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-
tilførslen til marine kystafsnit i 1997 225

Bilag 2.2

Oversigt over ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-
tilførslen til marine kystafsnit for 1989 til 1997 227

Bilag 2.3

Kildefordeling for de samlede kvælstof- og fosfortilførsler til
de marine kystafsnit 1989 til 1997 229

Bilag 3

Atmosfærisk kvælstofdeposition 231

Bilag 4

Årlig næringsstofftilførsel 1990-96 241

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelers nationale
rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1997 243

Danmarks Miljøundersøgelser 247

Forord

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

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 ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringsalte.

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 Miljøundersøgelser opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: ferske vande, marine områder, landovervågning og atmosfæren.

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

Rapporterne "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. Åbne farvand - miljøtilstand, årsags-sammenhænge og udvikling" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelser og vore nabolandes 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" baseret på Danmarks Miljøundersøgelser overvågningsindsats.

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

Summary

Open marine waters

The themes of the 1998 reporting of The Monitoring Programme under the Action Plan for the Aquatic Environment are status and development in the Danish open waters.

The load from Denmark to marine areas since the 80s has been reduced by approximately 80% for phosphorus and 15% for nitrogen, mainly due to improved sewage treatment.

The nutrient metabolism in large, semi-closed estuaries is of great importance for the actual release of nutrients to the open waters. In the period 1990-96, the retention of nitrogen in Limfjorden, Ringkøbing, Nissum and Mariager estuaries was on average approximately 40% of the influx from land, whereas the estuaries exported about twice as much phosphorous to the open waters compared with the amount released from land to the fjords. The export of phosphorous from the sediment in the fjords results in a phosphorous influx to the Kattegat which, unlike the influx to other waters, was not significantly reduced.

In the period 1990-96, the average deposition of nitrogen from the atmosphere amounts to approximately 30% of the total nitrogen deposition to the Kattegat and the Belt Sea and 13% of the total nitrogen influx to the Øresund. In the summer period May to September, the atmospheric deposition of nitrogen to the Kattegat and the Belt Sea is of the same amount or larger than the influx from land. During some months in the summer, the atmospheric contribution is larger than the influx from land with a factor 1.5-3 in the Kattegat and 2-6 in the Belt Sea. Thus, during the summer, the atmospheric contribution is of great importance to the primary production, which is low on nitrogen at this time of the year.

The concentrations of nutrients along the West Coast of Jutland are dominated by the influx from the European rivers to the German Bight. The Danish contribution from land to the North Sea is 10% or less of the total influx to the south-eastern North Sea from Holland, Germany and Denmark. The background levels of the nutrient concentrations in the inner open waters are determined by the water exchange between the Baltic Sea and the Skagerrak. The local concentration of nutrients in the inner open Danish waters is determined by the direct influx from Denmark, Sweden, Germany and the atmosphere into the inner waters.

The phosphorous concentrations in Danish surface waters have decreased significantly in the period 1989-97 concurrently with the improvement of the sewage installations. In the same period, a reduction of the nitrogen concentrations has been registered in the inner waters corresponding to the development in precipitation and runoff. Also reductions in silicate concentrations have been observed during a long period.

In accordance with the decreasing nutrient concentrations, the development of the biomasses of phytoplankton and zooplankton and the primary production clearly shows a reduction in the biological activity in the open waters.

The extremely hot and calm late summer of 1997 caused two phytoplankton blooms. In August, blue-green algae created a bloom in the Baltic Sea and from here a large bloom was advected into the Belt Sea and the southern part of the Kattegat. The blue-green algae caused feelings of faintness and rashes with people swimming in the sea. In September, when the weather changed, the very toxic plankton algae *Gyrodinium aureolum* was registered with high concentrations in the southwestern part of Kattegat, the northern part of the Belt Sea and in the Great Belt and led to the death of many benthic organisms.

In 1997 the oxygen conditions were relatively good, as in 1996, in the open waters. Trend analyses of the development of the oxygen content in late summer/autumn show a decrease from the 70s to the end of the 80s. In the period 1989-97 a significant increase has been registered in the autumn oxygen concentrations in the southern part of Kattegat and in the Øresund; this is not registered in the southern part of the Belt Sea. In the spring period, the oxygen content has increased significantly in the Belt Sea during the period 1989-97.

Model calculations show that a continuous reduction of the direct nitrogen influx to the inner waters will improve the oxygen conditions substantially, but it will not prevent the occurrence of oxygen depletion in exposed areas, especially in years with adverse conditions. The wind mixing in the autumn is of great importance to how low the oxygen conditions reach each year.

The distribution of eelgrass has been significantly reduced since 1900 due to increased influx of nutrients. The depth limit of eelgrass in the areas studied did not show any general trends of increase or decrease during the period 1989-97. In 1997, however, the maximum depth limit of eelgrass increased in many coastal areas and it was often new sprouts, which were seen at the depth limit. The number of eutrophic macroalgae has been reduced in some coastal areas during the period 1989-97.

The diversity of macroalgae on reefs was reduced by 50 per cent in the area from the northern part of Kattegat to the western part of the Baltic Sea. These changes are probably due to salinity, intensity of light and depth. In the northern and middle part of the Kattegat, the coverage of macroalgae on reefs increased in 1996 and 1997. In summary, the temporal variations in the macroalgae communities were minor compared with the spatial variations in the period 1989-97.

The general pattern in the abundance and biomass of the benthic fauna is bimodal with high values in the early 80s and 90s. The pattern shows a combination of variation in the primary production due to the runoff and limitations due to the life histories of the species, i.e. age. Oxygen depletion at the four stations with long time series, which were analysed, could be the reason for reductions after 1988

and 1992 in the Arkona Basin and after 1988 in the southeastern part of the Kattegat.

The low nitrogen influxes in 1996 and 1997 were due to very low precipitation. This experiment of nature shows, however, that if the diffuse nitrogen sources are reduced to the level given in the Action Plan for the Aquatic Environment, we would, during normal meteorological conditions, see a considerable improvement of the environmental conditions in the Danish waters.

The Danish Estuaries

In 1997, the environmental conditions in the Danish estuaries showed a positive response to the reduced influx of nutrients due to improved wastewater treatment and very low runoff and thus low diffuse influxes in 1996 and 1997.

At the same time as the low nutrient concentrations, reduced phytoplankton, increased secchi-depths, deeper depths of benthic vegetation and fewer annual algae were registered in most of the estuaries compared with the years before 1996.

The exceptionally warm and calm late summer of 1997 caused extensive oxygen depletion in the estuaries, which again led to a heavy release of nutrients from the bottom and in many estuaries heavy blooms of phytoplankton and annual algae. The extensive oxygen depletion was also the reason for the reduction in the benthic fauna in many areas in the estuaries.

None of the Danish estuaries meet the objectives established in the recipient water quality plans. The objectives can probably only be met if there is a continuous reduction in the diffuse sources of nutrients and at the same time the internal nutrient pools in the sediments are gradually reduced.

It is estimated that the Action Plan for the Aquatic Environment and other measures taken in agriculture before the year 2003 under average weather conditions will have reduced the nitrogen load from Denmark by 22-30% compared to the mean diffuse load in the period 1989-97 plus the direct sewage load in 1997. It is not possible to estimate any further development in the phosphorus load.

1 Indledning

Denne rapport giver en status for miljøtilstanden i de åbne danske farvande og analyserer årsagssammenhænge og udviklingstendenser. Rapporten indgår i Vandmiljøplanens overvågningsprogram og kombinerer et tilbageblik over udviklingen siden 1970'erne med en status over tilstanden i 1997.

Vandmiljøplan I og II

Vandmiljøplanen (VMP I) blev vedtaget af folketinget i 1987 med det formål at forbedre kvaliteten af grundvand og miljøtilstanden i ferske og marine områder. Vandmiljøplanen er specifikt rettet mod effekter af eutrofiering, som skyldes en menneskeskabt udledning af kvælstof og fosfor til vandmiljøerne. Planens målsætning var en reduktion af kvælstof- og fosforudledningen med henholdsvis 50% og 80%. Da virkemidlerne i VMP I viste sig utilstrækkelige, især med hensyn til reduktion af kvælstofudledningen, blev en ny Vandmiljøplan vedtaget i efteråret 1997 (VMP II).

VMP overvågning

I tilknytning til Vandmiljøplanen blev der etableret et overvågningsprogram, der skal følge effekterne af de tiltag, der blev sat i værk for at nå planens mål. Resultaterne fra overvågningen sammenfattes årligt i rapporter fra amterne, Danmarks Miljøundersøgelser, Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelser og Miljøstyrelsen. For hvert års rapportering er der valgt et tema, som bliver behandlet særlig grundigt. I 1998 er temaet: Status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling i de åbne danske farvande.

Efter en gennemgribende revision begyndte en ny fase af hele VMPs overvågningsprogram i januar 1998. Denne rapportering, der dækker frem til og med 1997, er således den sidste i rækken under den første fase, og opsummerer status og udvikling i miljøtilstanden i perioden 1989 til 1997, men med udnyttelse af data tilbage fra 1970'erne.

Marin rapportering

Den marine rapportering omfatter regionale rapporter om miljøtilstand og udvikling i kystområder, fjorde og nor, samt denne landsdækkende rapport, der giver en sammenfattende status for alle danske havområder. Førstnævnte rapporter udarbejdes af amterne og sidstnævnte af Danmarks Miljøundersøgelser. De præsenterede resultater og konklusioner indgår i Miljøstyrelsens redegørelse til folketinget om status over vandmiljøet.

1998-tema: Åbne farvande

Til 1998-temaet er der i amtsregi udarbejdet 10 rapporter, som udover en generel sammenfatning af resultaterne fra kystovervågningen, giver en nøjere analyse af tilstand, udvikling og årsagssammenhænge i åbne kystområder. Desuden har amterne udarbejdet en sammenfatning af tilstand og udvikling i de fjordområder, der indgår i overvågningsprogrammet (*Bilag 1*). Rapporterne samt DMUs analyser af indberettede primærdata danner grundlag for denne rapport. Databehandlingen og rapporteringen er sket i samarbejde mellem DMU-afdelingerne Havmiljø og Mikrobiologi, Sø- og fjordøkologi, Vandløbsøkologi, og Atmosfærisk Miljø. Rapporten omfatter tillige en kort status for tilstanden i de danske fjordområder i 1997 bygget på amternes rapportering.

Den danske del af de omgivende åbne farvande er ca. 2,5 gange Danmarks landareal. Af de danske farvande udgør Nordsøen ca. halvdelen, Kattegat og Bælthavet (inkl. Øresund) hver ca. 15%, og Skagerrak og Østersøen hver ca. 10% (Figur 1.1). De åbne farvande er erhvervsmæssigt og rekreativt set vigtige områder. Farvandene bruges til transport, erhvervs- og fritidsfiskeri, råstofindvinding, fritidssejlad, badning m.m. De rummer gyde- og opvækstområder for mange fiskearter, og for en række vandfuglearter rummer de uundværlige fældnings-, raste- og fourageringsområder. Flere områder er udlagt som naturvidenskabelige referenceområder og/eller som internationale naturbeskyttelsesområder omfattende Ramsarområder, som primært, og EF-fuglebeskyttelsesområder, som udelukkende er udpeget på grund af deres betydning for vandfugle, og foreslåede EF-habitatområder, som er udpeget på baggrund af forekomsten af visse dyrearter og biotoper.

De naturmæssige og visse rekreative og erhvervsmæssige værdier i de åbne farvande afhænger af et varieret dyre- og planteliv. Dyre- og plantelivet påvirkes af en række faktorer som dels er naturbestemte dels menneskeskabte. De vigtigste naturbestemte faktorer er områdernes størrelse, dybdeforhold, lagdeling, strømforhold m.m. og svingningerne i vind og vejr. De menneskeskabte påvirkninger opstår som følge af vores brug af havet til fiskeri, anlægsarbejder, råstofindvinding, og ved at vi udleder tungmetaller, miljøfremmede stoffer og næringssalte til vandmiljøet. I denne rapport fokuseres på effekten af tilførslen af næringsstoffer.

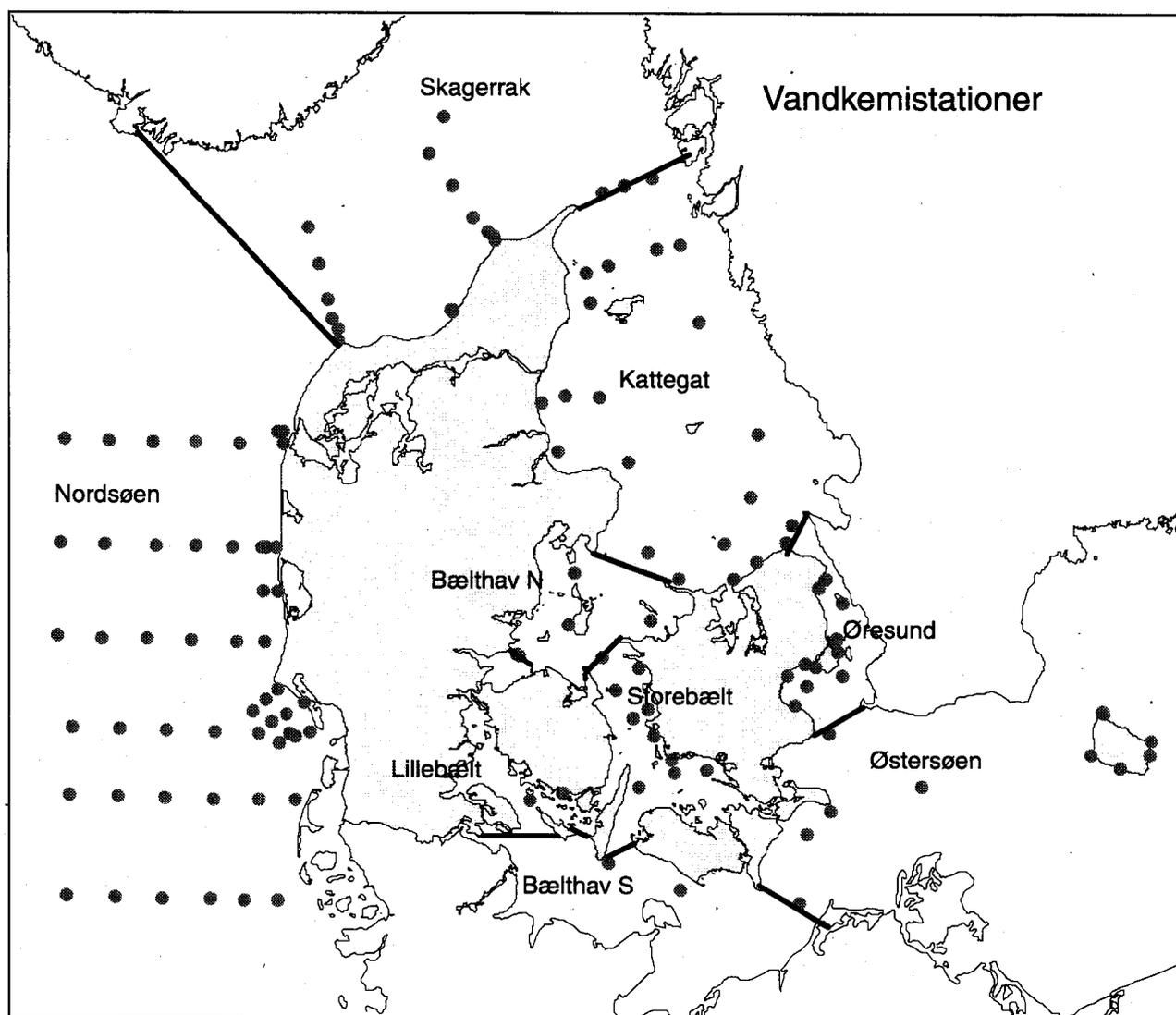
Rapporten

Hovedmålet med denne rapport er at give en landsdækkende status for miljøtilstanden i de åbne danske farvande baseret på tværgående analyser af den store mængde overvågningsdata, der er indsamlet gennem årene. Kilder til data er amternes overvågning i kystområderne og DMUs og vore nabolandes overvågning af de åbne dele af farvandene. Der er lagt speciel vægt på at vurdere betydningen af næringssalttilførslen med henblik på at kunne spore virkningerne af Vandmiljøplanens gennemførelse og klarlægge behovet for fremtidige initiativer. Rapporten går ikke i detaljer med forholdene i enkelte kystområder, her henvises til amtsrapporterne (Bilag 1).

Datagrundlag

I forbindelse med rapporteringen af Vandmiljøplanens overvågningsprogram har amterne indberettet hydrografiske, kemiske og biologiske data fra kystområderne. Desuden er hydrografiske og vandkemiske data modtaget fra Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU); Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI); Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjon Flødevigen, Norge; Institut für Meereskunde an der Universität Kiel; og Institut für Ostseeforschung an der Universität Rostock (IOW). Data er, sammen med DMUs egne data, samlet i DMUs marine database 'MADS'. Foruden overvågningsdata er lange tidsserier af ferskvandsafstrømning til Kattegat, Øresund og Bælthavet stillet til rådighed af SMHI, og data om næringssaltudledninger er modtaget fra Statens Naturvårdsverk, Sverige; Sveriges Lantbruksuniversitet; Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein; og Landesamt für Umwelt und Natur, Mecklenburg-Vorpommern. Vinddata er stillet til rådighed af Forskningscenter Risø og Storebæltsforbindelsen A/S. Vandstandsdata er stillet til rådighed af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI), Far-

vandsvæsenet, SMHI og Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Alle nævnte institutioner takkes for velvilligt at have stillet disse uundværlige data til vores rådighed.



Figur 1.1 De åbne danske farvande opdelt i 9 hovedfarvandsområder. Samtidigt er vist de vigtigste målestationer, hvorfra data om hydrografi, vandkemi og pelagisk biologi indgår i rapportens analyser.

I Figur 1.1 er vist de vigtigste stationer, dvs. stationer med stor datadækning og/eller lange tidsserier, men data fra andre stationer indgår også i rapporten. I Figur 1.1 er desuden vist de 9 hovedfarvandsområder, der indgår i det hydrologiske referencesystem anvendt i Danmark. Enkelte grænser mellem farvandsområder er i rapportens analyser justeret i forhold til det hydrologiske referencesystem for at opnå bedre overensstemmelse med de hydrografiske forhold. Således er det nordlige Bælthav slået sammen med Storebælt, Lillebælt's nordgrænse er flyttet til Snævringen og Øresunds sydgrænse er flyttet til Drogden, idet Køge Bugt hydrografisk set er en del af Østersøen (Figur 2.1).

Rapportens forfattere takker Anne van Acker (DMU) for hendes store indsats med det praktiske arbejde omkring redigering og trykning af rapporten. Ligeledes takkes Benni W. Hansen, Roskilde Universitets-

center, for kritisk gennemlæsning af manuskriptet og konstruktive forslag til forbedringer af rapporten.

2 Karakteristik af de åbne farvande

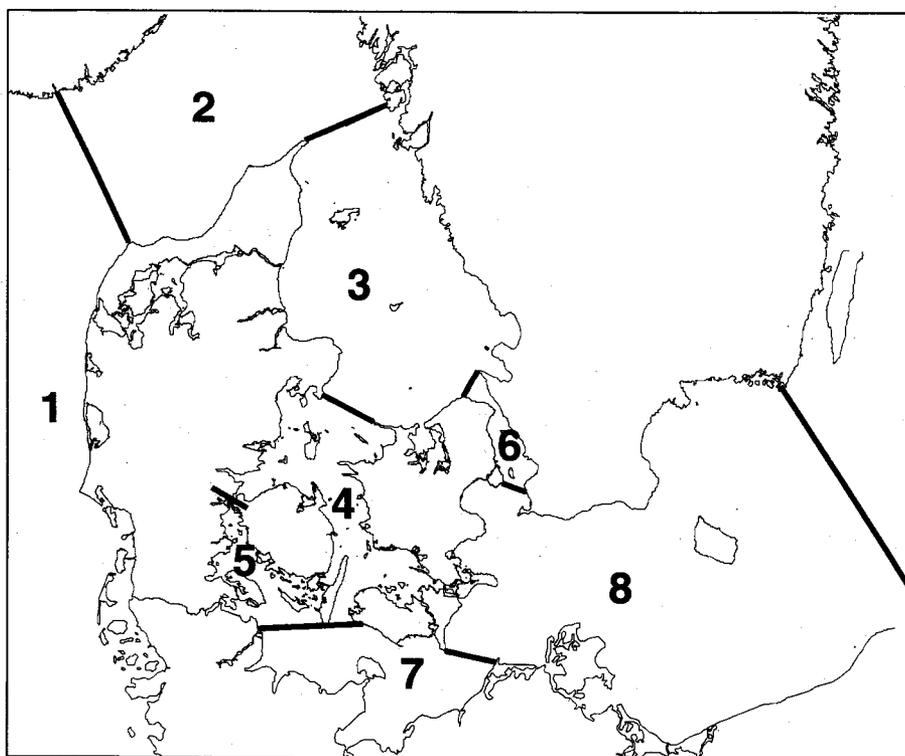
Formål

I det følgende er de åbne danske farvande karakteriseret efter deres fysiske og kemiske forhold. Vandudveksling med Østersøen, vindblanding og afvigelser fra middeltemperatur er beregnet for de indre farvande i de enkelte år 1975-97 til brug for analyser af årsagssammenhænge mellem fysiske variable og kemisk/biologiske variable i de efterfølgende kapitler 4 til 9.

2.1 Farvandsinddeling

Farvandsinddeling og betegnelser

De åbne farvande er inddelt i farvandsudsnit (Figur 2.1). Inddelingen følger overvejende inddelingen i det hydrologiske referencesystem vist i Figur 1.1, men er justeret med hensyn til det nordlige Bælthav, Lillebælt og Øresund, så inddelingen repræsenterer de forskellige bassiner, der findes i de danske farvande og repræsenterer dermed ligeledes de hydrografiske forskelle, der er imellem farvandene. Farvandene langs den jyske vestkyst består af den østlige Nordsø og Skagerrak, og betegnes nedenfor sammenfattende som Vesterhavet. Tilsvarende betegnes Lillebælt, Storebælt, Femer Bælt og Øresund nedenfor som Bælthavet. Areal og volumen af de i Figur 2.1 viste farvandsafsnit er angivet i Tabel 2.1.



Figur 2.1 Farvandsinddeling. 1) østlige Nordsø, 2) Skagerrak, 3) Kattegat, 4) Storebælt, 5) Lillebælt, 6) Øresund, 7) Femer Bælt og 8) vestlige Østersø.

Undtaget vestlige Østersø og Skagerrak er farvandede, hvor arealet allerede i 15-20 m dybde er reduceret til under 50% af overfladearealet (Tabel 2.2). Kun en mindre del af disse farvandes volumen findes nedenfor dybden 15-20 m (Tabel 2.3).

Tabel 2.1 Farvandenes areal og volumen beregnet på basis af DYNCOS bathymetrien.

Nr.	Farvand	Areal (1000 km ²)	Volumen (km ³)
1	Østlig Nordsø	21	744
2	Skagerrak	29	6105
3	Kattegat	22	506
4	Storebælt	2	33
5	Lillebælt	2	33
6	Øresund	1	15
7	Femer Bælt	8	130
8	Vestlig Østersø	46	1762

Tabel 2.2 Arealfordelingen (%) som funktion af dybden beregnet på basis af DYNCOS bathymetrien. Arealet i Lillebælt med dybder >5 m udgør 81% af Lillebælts overfladeareal.

Dybde (m)	Østlig Nordsø	Skagerrak	Kattegat	Storebælt	Lillebælt	Øresund	Femer Bælt	Vestlig Østersø
0	100	100	100	100	100	100	100	100
5	92	98	93	84	81	84	93	98
10	77	96	79	63	65	60	80	92
15	62	93	65	37	50	38	62	81
20	47	89	52	18	38	21	36	69
25	31	85	39	7	24	6	5	61
30	21	82	30	2	12	1		55
35	15	80	21	1	4			50
40	12	78	14					44
50	9	74	7					28
75	7	67	1					10
100	6	59						
200	4	40						
400	1	23						
500		11						
600		3						

Tabel 2.3 Volumenfordelingen (%) som funktion af dybden beregnet på basis af DYNCOs bathymetrien. Volumenet nedenfor dybden 5 m i Lillebælt udgør 72% af Lillebælts samlede volumen.

Dybde (m)	Østlig Nordsø	Skagerak	Kattegat	Storebælt	Lillebælt	Øresund	Femø Bælt	Vestlig Østersø
0	100	100	100	100	100	100	100	100
5	86	98	80	64	72	64	71	87
10	74	95	61	36	49	37	44	75
15	64	93	46	17	31	18	22	63
20	57	91	33	6	18	7	7	54
25	51	89	24	2	8	1	1	45
30	47	87	16	1	3			38
35	45	85	11					31
40	43	83	8					25
50	40	80	3					16
75	34	71						3
100	30	64						
200	16	40						
400	2	12						
500		3						

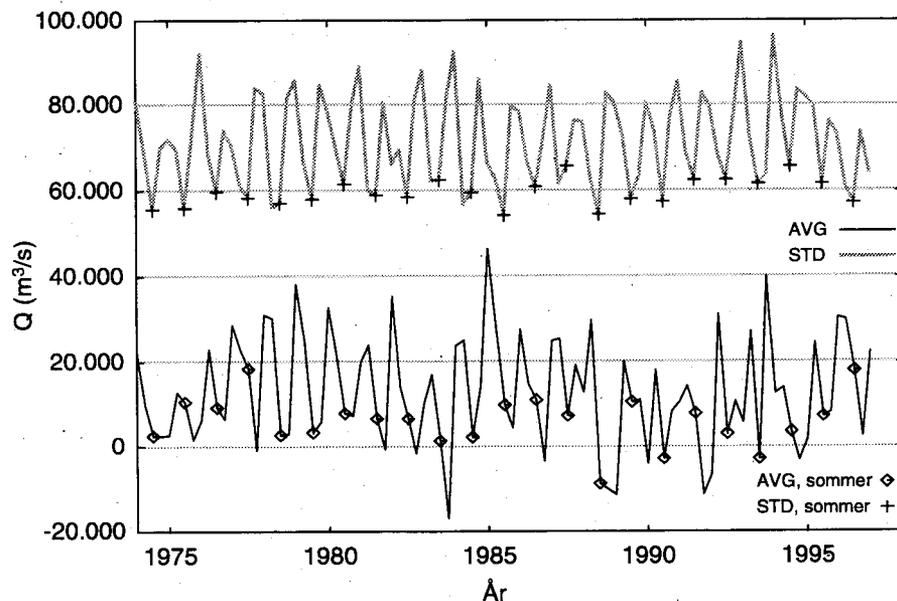
2.2 Tidsmæssig variation

2.2.1 Volumenstrøm og vindhastighed

Volumenstrøm

Volumenstrømmen gennem Femø Bælt er beregnet på basis af vandstandsobservation og justeret for lokal vindpåvirkning (Hansen, per.kom.). Volumenstrømmen er opdelt i to komponenter for hver sæson (dec.-feb., mar.-maj, juni-aug og sep.-okt.): dens middelværdi (AVG) og dens spredning (STD) (Figur 2.2). Volumenstrømmens middelværdi er repræsentativ for ferskvandsafstrømningen til Østersøen. Den reducerede volumenstrøm i perioden 1989 til 1993 har således sin årsag i, at ferskvandsafstrømningen til Østersøen har været aftagende i samme periode efter at have været over middel i perioden op til 1988. Spredningen af volumenstrømmen giver et indtryk af volumenstrømmens aktuelle størrelsesorden i Bælthavet. Den aktuelle volumenstrøm er gennemgående en faktor 4-12 større end sæsonmiddelværdierne. Enkelte år er spredningen af volumenstrømmen lav (Figur 2.2, fx sommerværdier 1985 og 1988). I disse perioder er blandingen af vandmasserne lav og sådanne perioder er ofte domineret af længere stillevejrperioder (Figur 2.3).

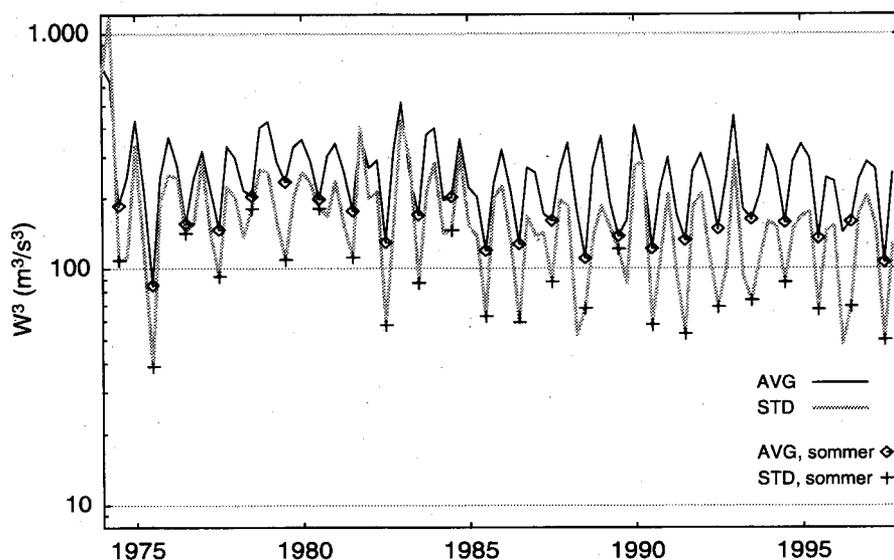
Figur 2.2 Middelværdi (AVG) og spredningen (STD) af volumenstrøm gennem Femer Bælt (Hansen, per. kom.).



Vindblanding

Vindblandingen er proportional med vindhastigheden i tredje potens. Ligesom volumenstrømmen er vindblandingen opdelt i to komponenter for hver sæson (dec.-feb., mar.-maj, jun.-aug. og sep.-okt.): dens middelværdi og dens spredning (Figur 2.3). Vindblandingsens middelværdi og spredning har et ensartet forløb i perioden 1974 til 1997. Middelværdiestimatet domineres imidlertid af enkelte markante blandingshændelser, således at middelværdien ikke giver et godt billede af længere stillevejrperioder. Bedre indtryk af stillevejrperioder gives gennem spredningen af vindblandingen. Markante stillevejrperioder ($W^3 < 80 \text{ m}^3/\text{s}^3$) har der således været i 1975, 1982, 1985, 1986, 1988, 1990-1993, 1995-97 (Figur 2.3). Sommerperioderne har gennemgående været mere blæsende i perioden 1975 til 1984 end i den efterfølgende periode.

Figur 2.3 Sæsonmiddelværdier (AVG) og spredning (STD) af vindblandingen. Fra 1974 til 1990 er data fra Risø. Fra 1991 til 1997 er data fra Sprogø. Sprogødata er transformeret således, at varians og middelværdi er ens for Risø- og Sprogødata i årene 1989 og 1990. På grund af usikkerheden i transformationen kan tidsserien ikke anvendes til en detaljeret vurdering af forskelle imellem vindblandingen i perioden 1974-1990 og 1991-1997. Data er stillet til rådighed af Forskningscenter Risø og af Storebæltforbindelsen a/s.



2.2.2 Temperaturvariation

Temperaturobservationerne

Temperaturdata for overfladevandet og bundvandet præsenteres. Det skal bemærkes, at temperaturdata er indsamlet langt mindre systematisk i perioden 1974 til 1997 sammenlignet med dataindsamlingen på fyrskibene i løbet af århundredet. Derfor er der markante forskelle imellem fyrskibsobservationernes middelværdikurver og de middelværdikurver, som præsenteres her.

Overfladevandstemperatur

Overfladevandets temperatur i de indre danske farvande er gennemgående ens i de forskellige farvandsområder. Det har sin årsag i, at temperaturforandringerne gennem året er domineret af varmeudvekslingen gennem havoverfladen. Lillebælts overfladevandstemperaturer om sommeren er højere end i de øvrige farvande, hvilket kan have sin årsag i, at vandudvekslingen i Lillebælt er mindre end i de øvrige farvande.

Bundvandstemperatur

Bundvandstemperaturen i de indre danske farvande er ikke så ensartet som overfladetemperaturen. Årsagen til dette er, at den vertikale varmeudveksling begrænses af lagdelingen i de indre danske farvande, således at de horisontale forskelle i bundvandstemperaturen bibeholder gennem store del af året.

2.2.3 Vandmassers salinitet

Atlantehavs- og Skagerrakvand

Via Norske Rende føres salt (>35 psu) Atlanterhavsvand til de dybeste dele af Skagerrak og Kattegat. Oven over Atlanterhavsvandet findes Skagerraks salte blandingsvand (32-35 psu). Det salte Skagerrak vand observeres nedenfor haloklinen i Kattegat.

Nordsøvand

De store vesteuropæiske floder tilfører en markant ferskvandsmængde til den sydlige del af Nordsøen. Her blandes ferskvandet op med det salte Nordsøvand (34,5-35 psu), og når saliniteten 25-31 psu i Tyske Bugt. Under den efterfølgende transport langs den jyske vestkyst øges saliniteten yderligere. Kun lejlighedsvis når Tyske Bugt vand forbi Skagen og intruderer Kattegats nedre vandlag, hvor det kan identificeres på basis af forøget næringssaltkoncentration og gulstofindhold.

Østersøvand

Store pulse af lavsalint overfladevand (8 psu) fra den vestlige Østersø strømmer periodevist gennem Bælthavet, mens det blandes med saltere vand fra Kattegat.

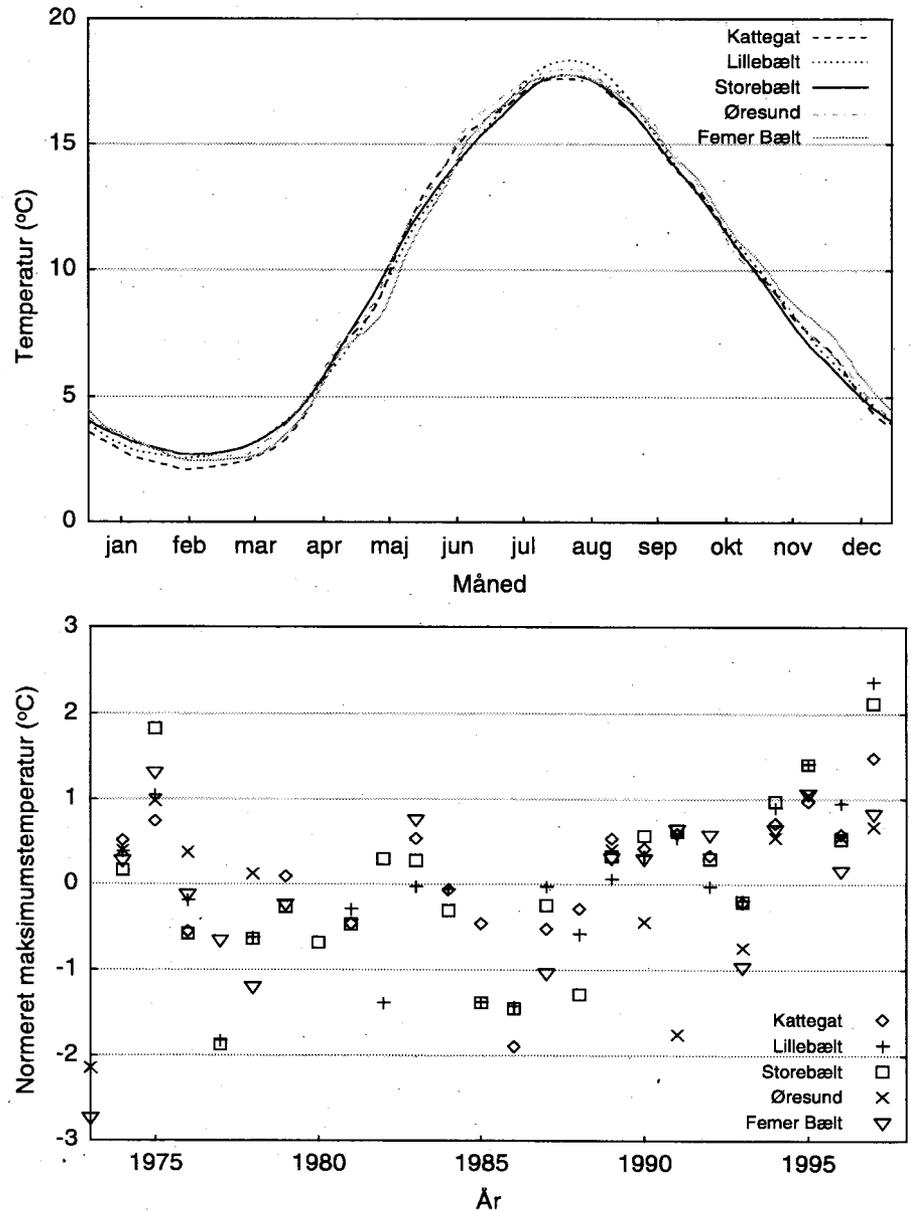
Kattegat og Bælthav

Disse pulse af Østersøvand dominerer både salinitetsvariationen (10-30 psu) i de indre danske farvande og frontbevægelserne ved overgangen mellem Bælthav og Kattegat og mellem Kattegat og Skagerrak. Ferskvandstilførselen til de indre danske farvande er markant lavere og har ikke nogen væsentlig betydning for variationen i salinitet og lagdeling i Bælthavet og Kattegat.

Salinitetsobservationerne

Saliniteten anvendes i den efterfølgende analyse af vinternærings-saltkoncentrationer. Salinitetsdata anvendes ikke i efterfølgende analyse af iltkoncentrationer, idet relationen imellem salinitet og iltkoncentration ikke er entydig. Det skal bemærkes, at salinitetsdata er indsamlet langt mindre systematisk i perioden 1974 til 1997 sammenlignet med dataindsamlingen på fyrskibene i løbet af århundre-

det. Derfor er der markante forskelle imellem fyrskibsobservationernes middelværdikurver og de middelværdikurver, som præsenteres her.

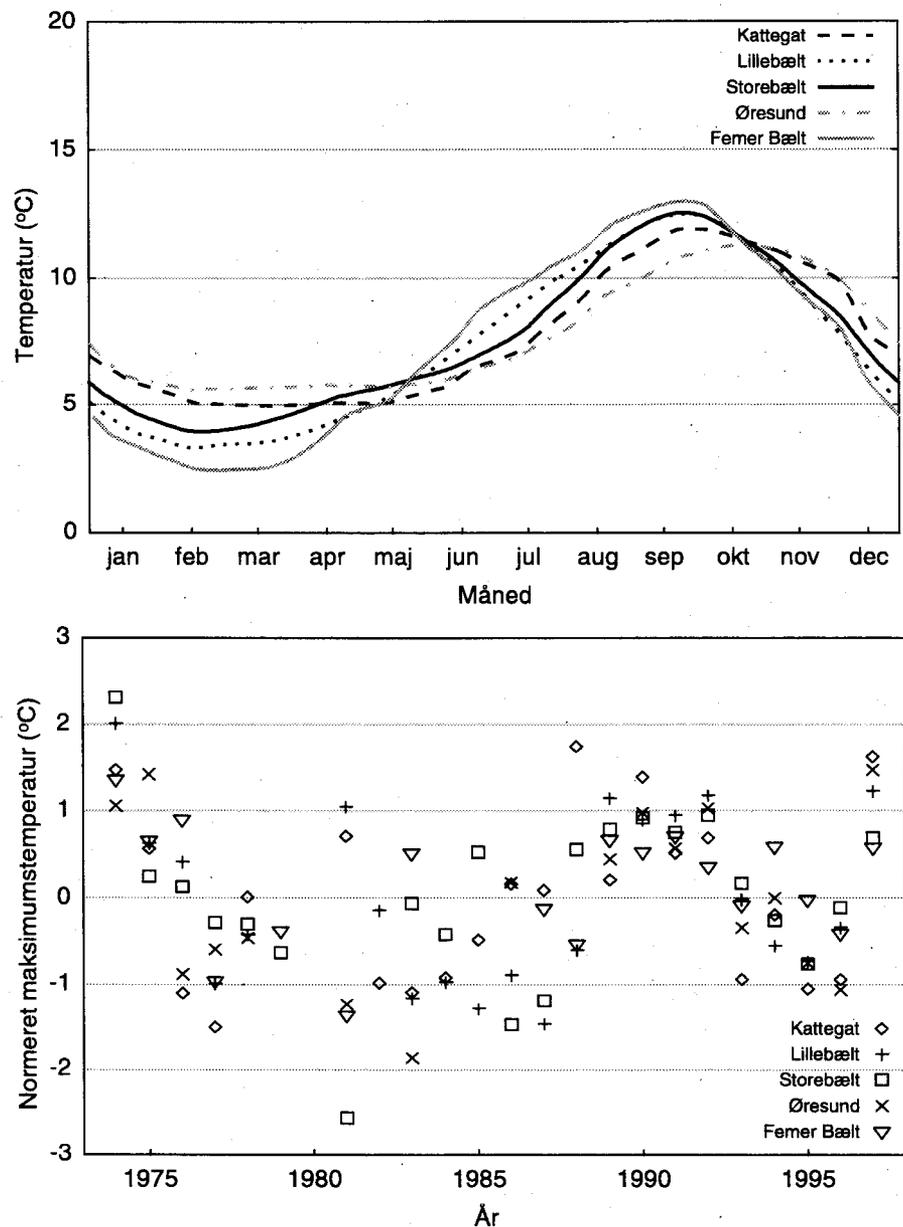


Figur 2.4 Overfladevandstemperatur i de indre danske farvande. Øverst: månedsmiddelkurver for perioden 1974 til 1997. Nederst: normeret maksimumstemperatur beregnet som $(T - T_s) / T_s$, hvor T er den maksimale månedsmiddelværdi for det enkelte år, T_s er middelværdien af T for perioden 1974 til 1997, mens T_s er spredningen af T . Data fra overfladen til dybden 7,5 m indgår i estimerterne af middelværdikurverne og af de normerede maksimumstemperaturer.

Salinitet

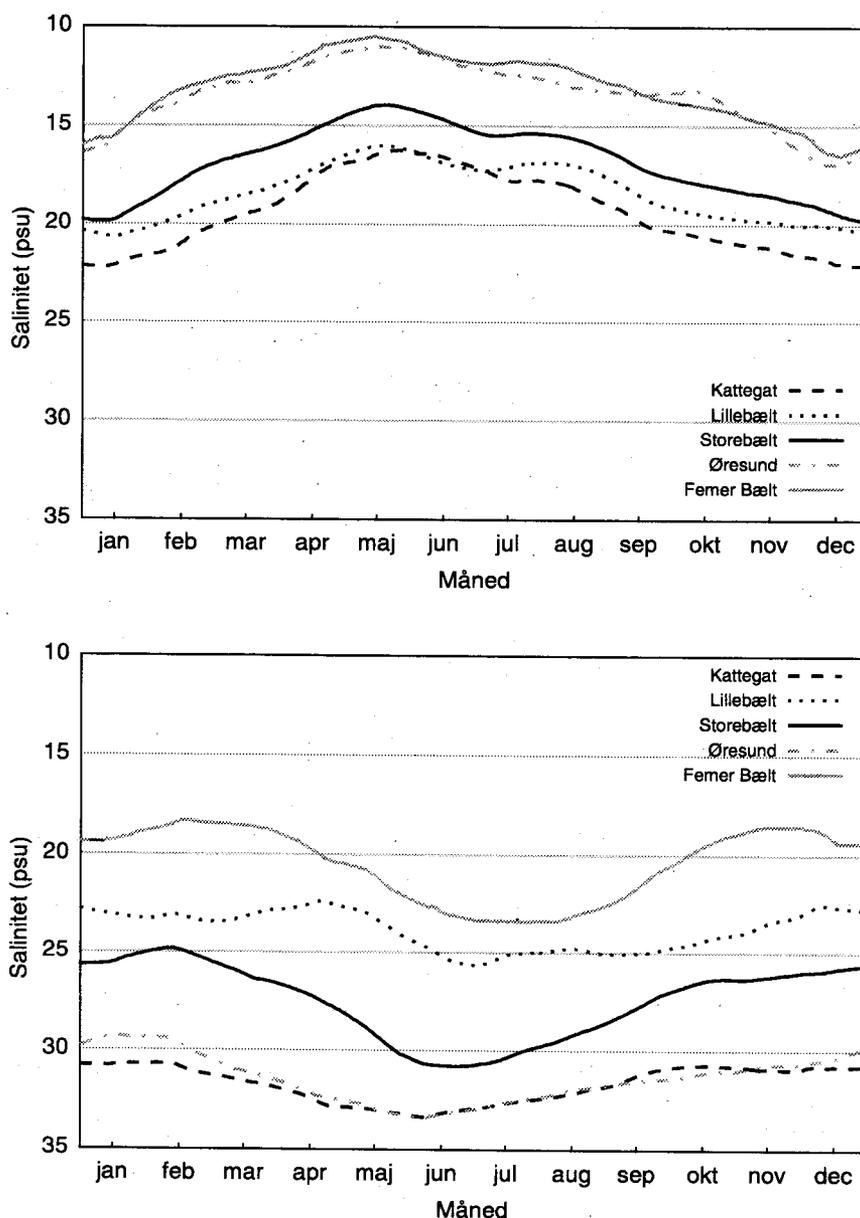
Overfladevandets salinitet har store horisontale forskelle. Volumenstrømmen er stor, således at store fluktuationer findes over kort tid (få uger). Middelværdikurven er dermed kun svagt korreleret til den aktuelle salinitet.

I det nedre lag har de horisontale forskelle i salinitet samme størrelsesorden som i overfladevandet. Imidlertid er vandskiftet mindre og korttidsfluktuationerne dermed små nedenfor haloklinen. Sæsonmiddelværdikurven for det aktuelle år er derfor ofte repræsentativ for saliniteten på større dybde end 17,5 m.



Figur 2.5 Bundvandstemperatur i de indre danske farvande. Øverst: månedsmiddelmånedskurver for perioden 1974 til 1997. Nederst: normeret maksimaltemperatur beregnet som $(T - T_a) / T_s$, hvor T er den maksimale månedsmiddelværdi for det enkelte år, T_a er middelværdien af T for perioden 1974 til 1997, mens T_s er spredningen af T. Data nedenfor dybden 17,5 m indgår i estimerterne af middelværdikurverne og af de normerede maksimaltemperaturer.

Figur 2.6 Salinitet i de indre danske farvande som månedsmiddelværdier for perioden 1974 til 1997. Øverst: overfladevandssalinitet, data fra overfladen til dybden 7,5 m indgår i estimatet. Nederst: bundvandssalinitet, data nedenfor dybden 17,5 m indgår i estimaterne af middelværdikurverne.



2.3 Sammenfatning

Farvandene er opdelt i forskellige afsnit ud fra naturlige forskelle i hydrografi. De enkelte farvandsområders arealer og volumener er beregnet. Bortset fra Skagerrak og Østersøen er de danske farvande lavvandede med dybder mindre end 20 m på næsten 54% af arealet, mens kun 42% af disse farvandes volumen findes dybere end 20 m. Sæsonvariationen i salinitet i overflade- og bundlag i middel for perioden 1975-97 er præsenteret for forskellige dele af de indre farvande. Til brug for analyser af årsagssammenhænge mellem fysiske variable og kemisk/biologiske variable er kvartalsvise middelværdier af vandudvekslingen (volumenstrøm) med Østersøen og vindblandingen beregnet for perioden 1975-97. Ligeledes er afvigelserne i de enkelte år 1975-97 i overflade- og bundvandstemperatur i de indre farvande fra middel beregnet. Fra slutningen af 1980'erne til 1997 forøgedes maksimum temperaturen i overfladen generelt, mens bundvandstemperaturen aftog i perioden 1991 til 1996.

3 Næringsstofftilførsel

Indledning

Næringsstofftilførslen til vore farvande kan opdeles i landbaserede udledninger med vandløb, direkte udledninger af spildevand, atmosfæriske deposition og udveksling af næringsstoffer med de tilstødende farvande inklusiv fjordene. Stofudvekslingen med de tilstødende farvande er ofte meget dynamisk og vanskelig at beregne, idet den påvirkes af vind- og strømforhold, tidevand og biologisk aktivitet i vandmasser og sedimenter. I dette kapitel gives en beskrivelse af næringsstofftilførslerne til de åbne danske farvande på basis af data for landbaserede udledninger fra Danmark, Sverige og Tyskland og atmosfærisk deposition af kvælstof. Tilbageholdelse (retention) eller frigivelse af næringsstoffer i de større og mest lukkede danske fjordområder er estimeret, således at tilførslerne til de åbne havområder er korrigeret for disse processer. For at undersøge interaktionen mellem næringsstofftilførsel og miljøtilstand i især pelagiske variable er det nødvendigt med en relativt stor tidsopløsning i opgørelserne over tilførslerne. For perioden 1990-96 har det været muligt at opdele næringsstofftilførslerne på måneder.

3.1 Næringsstoffudledninger fra Danmark

Indledning

Dette afsnit handler om de landbaserede tilførsler fra Danmark via vandløb og direkte udledninger (inklusiv havbrug) til de marine kystafsnit, dvs. til fjorde, bugter og øvrige kyststrækninger. Ferskvandsafstrømningen er opgjort sammen med tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof (udtrykt som det biokemiske iltforbrug BOD_5). Opgørelserne er baseret på indberetninger fra amterne og Københavns Kommune, mens spildevandsoplysningerne er fra Miljøstyrelsen (1998). For en mere detaljeret gennemgang af opgørelsesprincipper henvises til Svendsen og Hansen (1996) og Windolf et al. (1998).

Afsnittets indhold

I afsnittet beskrives tilførslerne i 1997 og der gives en vurdering af eventuelle udviklingstendenser for perioden 1989-1997 generelt og for hvert af de 9 første ordens kystafsnit.

Indhold af Bilag 2

Månedsafstrømningen af ferskvand samt månedstilførsler af kvælstof, fosfor og BOD_5 til de 9 første ordens marine kystafsnit i 1997 findes i *Bilag 2.1*. Den årlige tilførsel af ferskvand, kvælstof, fosfor og BOD_5 til de 9 første ordens marine kystafsnit i perioden 1989-97 fremgår af *Bilag 2.2*. I *Bilag 2.3* findes kildefordelingen for de årlige tilførsler af kvælstof og fosfor til de marine første ordens kystafsnit i perioden 1989-1997.

3.1.1 Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD_5 -tilførslerne til marine kystafsnit i 1997

Ferskvandsafstrømningen var usædvanlig lav i 1997

Med 622 mm mod normalt 712 mm (13% under normalen) var 1997 det næst tørreste år af de ni overvågningsår, og det fulgte efter 1996, der var det tredje tørreste år siden 1874. Med nu to tørre kalenderår i træk blev ferskvandsafstrømningen i 1997 også meget lav med kun 8.900 millioner m^3 (*Tabel 3.1*). Det er 31% lavere end gennemsnittet

for perioden 1989-97 og 37% lavere end normalen på 14.000 10⁶ m³. Afstrømningen var generelt lav gennem hele 1997, men relativt lavest i vinterperioden. Det må derfor forventes, at tilførslen af næringsstoffer og organisk stof via vandløb i 1997 har været lav.

Tabel 3.1 Ferskvandsafstrømningen til de 9 første ordens farvandsområder i 1997 og som middel i perioden 1971-90.

Farvands- område	Opland km ²	Vinter 10 ⁶ m ³	Sommer 10 ⁶ m ³	1997 mm	1997 10 ⁶ m ³	1971-90 mm	1971-90 10 ⁶ m ³
Nordsøen	10811	1918	1182	287	3100	461	4980
Skagerrak	1102	176	68	223	245	297	315
Kattegat	15826	2203	1408	228	3610	311	4920
Nordlige Bælthav	3135	309	169	153	478	277	850
Lillebælt	3369	436	192	186	628	338	1135
Storebælt	5415	347	124	87	471	229	1230
Øresund	1737	104	61	96	165	176	300
Sydlig Bælthav	421	29	7	86	36	183	75
Østersøen	1205	119	34	127	153	182	220
Danmark	43022	5641	3244	207	8886	327	14025

Kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen var i 1997 stort set som i 1996

Tilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger var i 1997 50.100 tons kvælstof, 1.850 tons fosfor og 32.500 tons BOD₅ (Tabel 3.2). Dette svarer stort set til tilførslerne i 1996, som var 48.300 tons kvælstof, 2.010 tons fosfor og 29.800 tons BOD₅. Den diffuse afstrømning af kvælstof inklusiv tilførslen fra spredt bebyggelse var i 1997 8% højere end i 1996. De tilsvarende værdier er 4% for fosfor og 16% for BOD₅. Til sammenligning steg ferskvandsafstrømningen 9% fra 1996 til 1997.

Tabel 3.2 Tilførslen af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 1997. Spildevandsoplysningerne er fra Miljøstyrelsen (1998).

	Kvælstof tons	Fosfor tons	BOD ₅ tons
Afstrømning via vandløb eksklusiv spildevand	40000	460	7000
Punktkilder til ferskvand	4300	500	6200
Spredt bebyggelse	1100	260	4300
Spildevand til ferskvand i alt	5400	760	10500
Afstrømning til marine kystafsnit via vandløb	45400	1220	17500
Direkte spildevandsudledninger	4400	600	13700
Havbrug	300	30	1300
Totale tilførsler med ferskvand til marine kystafsnit	50100	1850	32500

Spildevandsudledninger (inklusive udledninger fra spredt bebyggelse) er faldet fra 1996 til 1997 for både kvælstof, fosfor og organisk stof. De udgjorde 20% af den samlede kvælstoftilførsel til de marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger. De tilsvarende tal er 75% for fosfor og 78% for BOD₅. Spildevandsandelen af de samlede udledninger vil stige i tørre år, da det diffuse bidrag vil være lavt grundet den ringe tilførsel af vand fra det åbne land (dræn, overfladisk afstrømning og overfladenært grundvand).

Betydningen af naturgivne forhold og menneskelig aktivitet

Tilførslerne til de ni farvandsområder er ud over de klimatiske forhold også påvirket af geologi, dyrkningsintensitet/praksis, befolkningstæthed m.v. Således er ferskvandsafstrømningen fra oplandet til Nordsøen og til Kattegat ofte relativt større i tørre år end i afstrømningsrige år, da der er store grundvandsmagasiner at tære af. Dette er omvendt ikke tilfældet specielt på Sjælland, hvorfor afstrømningen til Storebælt, Øresund og det sydlige Bælthav er relativt lav i afstrømningsfattige år. Dette fremgår også af Tabel 3.1. Stor befolkningstæthed og industriel aktivitet, samt mindre landbrugsaktivitet end i resten af landet, betyder, at de direkte spildevandsudledninger er den største næringsstofkilde til Øresund for både kvælstof, fosfor og BOD₅ (Tabel 3.3 og Bilag 2.3).

Tabel 3.3 Tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger (inklusive havbrug) til de 9 første ordens kystafsnit og i alt i 1997. I den diffuse belastning indgår baggrundsbidraget, bidrag fra dyrkede arealer og fra spredt bebyggelse.

Farvandsområder	Kvælstof				Fosfor				BOD ₅			
	Diffus belastning	Punkt-kilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit	Diffus belastning	Punkt-kilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit	Diffus belastning	Punkt-kilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit
Nordsøen	10400	1400	400	12200	140	140	20	300	1700	2500	600	4800
Skagerrak	1400	100	100	1600	40	10	20	70	600	200	800	1500
Kattegat	17600	1400	1000	20000	330	170	120	610	6100	1900	3300	11300
Nordlige Bælthav	2800	400	400	3600	40	40	30	120	900	300	500	1800
Lillebælt	3800	300	400	4500	80	40	50	170	800	500	700	2000
Storebælt	2900	400	600	3900	60	50	70	180	700	400	6800	8000
Øresund	700	200	1700	2600	<10	40	310	360	100	300	2000	2400
Sydlig Bælthav	200	<50	<50	200	<10	<10	<10	10	<100	<100	<100	100
Østersøen	1400	<50	100	1500	20	10	20	40	300	100	300	600
Danmark	41200	4200	4700	50100	710	510	630	1850	11300	6200	15000	32500

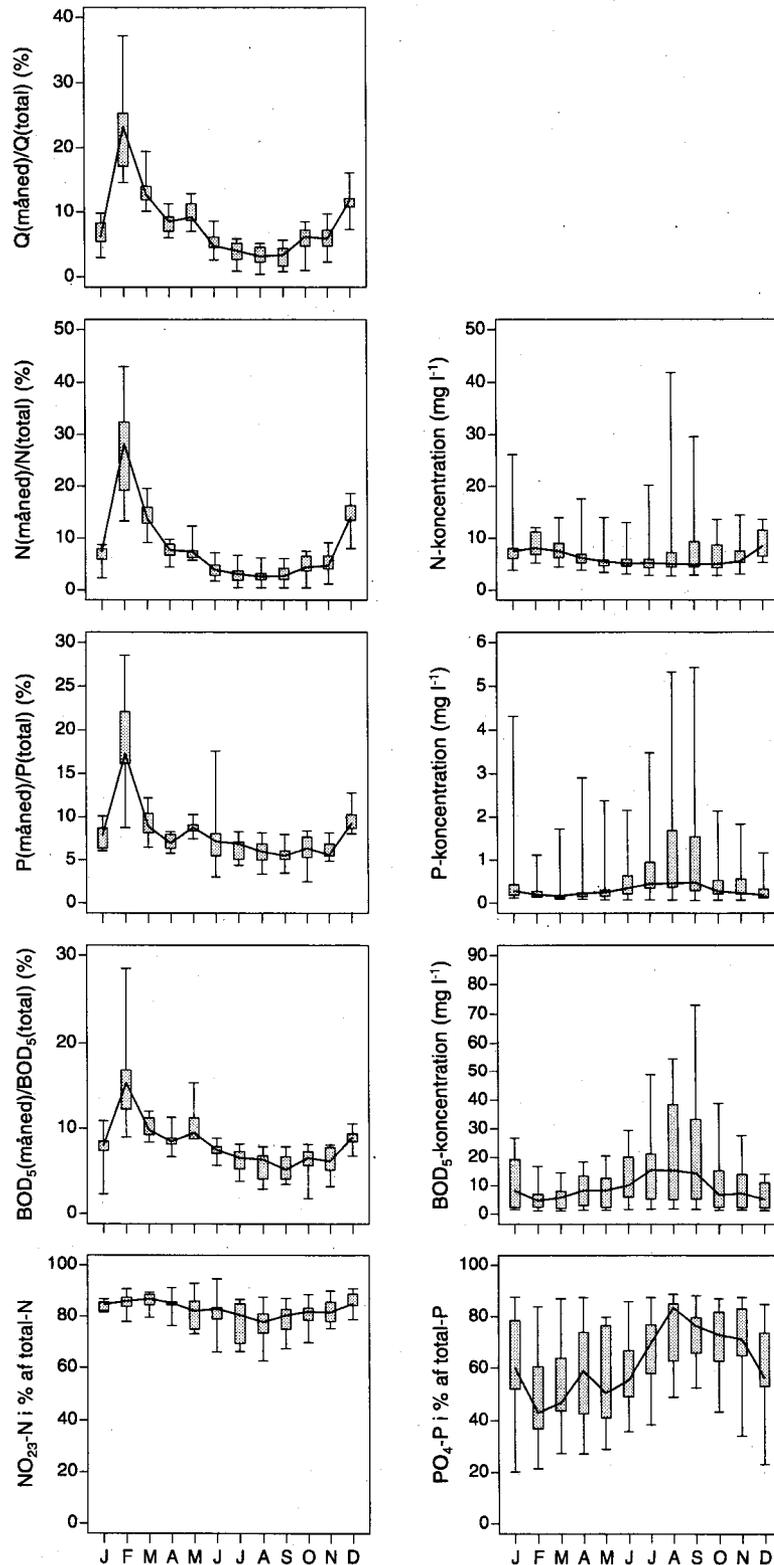
3.1.2 Sæsonvariationerne i tilførslerne i 1997

Beskeden sæsonvariation i tilførslerne til de marine kystafsnit i 1997

Februar havde den største ferskvandsafstrømning af alle måneder i 1997, og tilsvarende forekom den største tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ i denne måned (Figur 3.1 og Bilag 2.1). Februar var sammen med oktober de mest nedbørrige måneder i 1997 med henholdsvis 79 mm og 84 mm. Der har i forhold til et "normalt" år været en relativ beskeden variation i tilførslerne af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit. Sæsonvariationen i koncentrationerne af total kvælstof, total fosfor,

BOD₅ samt af nitrat-nitrit har også været beskeden. I afstrømningen fra oplande med en lav specifik afstrømning i sommerperioden stiger koncentrationen af specielt fosfor grundet mindre fortynding af spildevandsudledningerne (fx til Storebælt og Øresund). Dette understreges af, at andelen af fosfat af total fosfor er højest i sommermånederne (Figur 3.1).

Figur 3.1 Ferskvandsafstrømningen og den målte tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de 9 første ordens kystafsnit i 1997. I figurene angives median (fuldt optrukket linie) samt 10% og 90% fraktiler for de 9 første ordens kystafsnit af den pågældende værdi. Q(måned) er den månedlige ferskvandsafstrømning i procent af afstrømningen i 1997, og tilsvarende er angivet den procentuelle månedlige tilførsel af kvælstof (N(måned)), fosfor (P(måned)) og BOD₅ (BOD₅(måned)). Koncentrationer er beregnet som den samlede målte tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger divideret med den tilhørende ferskvandsafstrømning (vandføringsvægtede koncentrationer). De enkelte måneders procent NO₂₃-N af total kvælstof- og PO₄-P af total fosfortilførslen i samme måned findes i de to nederste figurer. En del af tallene bag figurerne findes i Bilag 2.1.



Tilførslen af nitrat-nitrit og af opløst fosfor

Sammenlignet med ferskvandsafstrømning er tilførslen af kvælstof relativ beskeden fra oplandet til fx Nordsøen. Det kan tilskrives, at der sker en nitratreduktion i grundvandet, før det når frem til vandløbene, i modsætning til lerede arealer, hvor en stor del af det vand, der strømmer til vandløbene, løber gennem dræn uden en reduktion af nitrat. I dele af oplandet til Nordsøen findes der også høje jernkoncentrationer, som binder en del af det opløste fosfat, hvorfor andelen heraf er lav i afstrømningen til Nordsøen. Omvendt er andelen høj, hvor der er en stor tilførsel fra byspildevand og spredt bebyggelse, dvs. i områder med stor befolkningstæthed og megen industri (fx Storebælt og Øresund).

Tabel 3.4 Årlig tilførsel via vandløb og direkte udledninger til de marine kystafsnit samt spildevandets andel af tilførslen (i spildevand er inkluderet udledninger fra havbrug men ikke fra spredt bebyggelse til ferskvand).

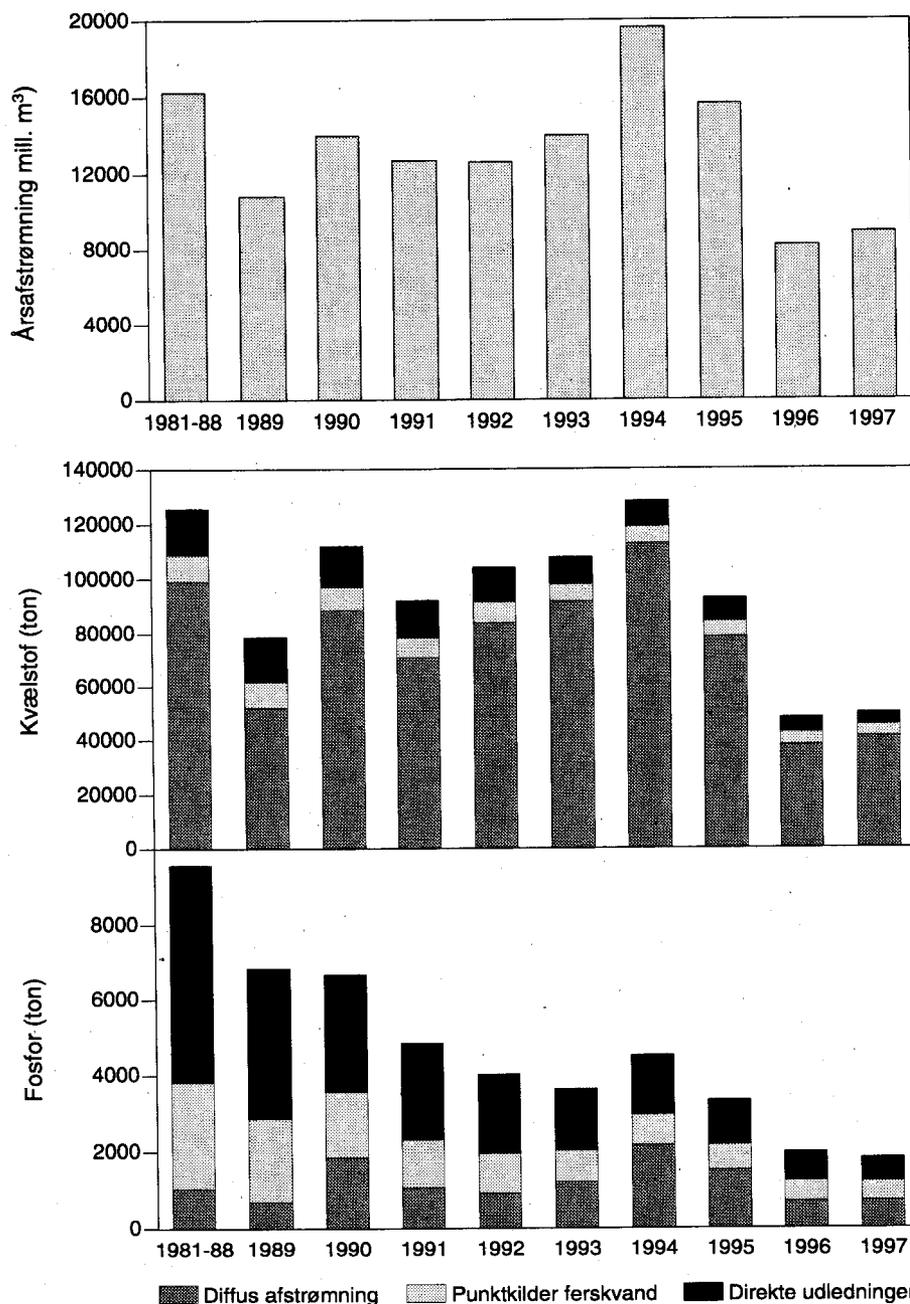
År	Ferskvandsafstrømning 10 ⁶ m ³	Kvælstof		Fosfor		BOD ₅	
		Samlede udledninger tons	Andel af spildevand %	Samlede udledninger tons	Andel af spildevand %	Samlede udledninger tons	Andel af spildevand %
1989	10800	78900	33,6	6900	89,7		
1990	14000	112300	21,1	6700	72,0		
1991	12700	92200	22,6	4900	77,6		
1992	12600	104500	19,3	4100	73,5		
1993	14000	108200	14,8	3700	66,6		
1994	19600	128700	12,1	4500	51,8	77400	56,8
1995	15600	93200	15,1	3400	55,4	47300	63,4
1996	8200	48300	21,2	2000	65,4	29600	67,4
1997	8900	50100	17,5	1900	61,0	32500	65,3
1989-97	13000	90700	19,9	4200	70,8		

3.1.3 Udvikling i samlet tilførsel af ferskvand, kvælstof og fosfor til farvandene i perioden 1989 til 1997

Væsentligste udvikling er en reduktion i spildevandsudledningerne

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger har været opgjort til de marine kystafsnit samlet siden 1989 (Tabel 3.4 og Figur 3.2). Det er tydeligt, at kvælstoftilførslen hænger nøje sammen med ferskvandstilførslen, hvorimod fosfortilførslen har udvist et stort set konstant fald siden slutningen af 1980'erne. Dette skyldes, at den diffuse afstrømning er hovedkilden til kvælstoftilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger (80% i gennemsnit), medens den kun udgør en mindre andel (29% i gennemsnit) af den tilsvarende fosfortilførsel (Tabel 3.4 og Figur 3.2). Den store renseindsats, der har været overfor spildevand, vil således slå tydeligt igennem for fosfor, hvor de samlede spildevandsudledninger er faldet fra ca. 9.000 tons i perioden 1981-88 til knap 1.400 tons i 1997 svarende til en reduktion på 85%. Tilsvarende er de samlede spildevandsudledninger af kvælstof faldet fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til ca. 10.000 tons i 1997, dvs. med 65%. Spildevandsudledninger til ferskvand er faldet med 52% fra 1981-88 til 1997 for kvælstof og med 76% for fosfor. Samtidig er de direkte spildevands-

udledninger blevet reduceret med 73% for kvælstof og med 89% for fosfor.



Figur 3.2 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit i de 9 overvågningsår og som et gennemsnit for perioden 1981-88.

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

Der er foretaget en analyse af udviklingstendenser i tilførslen af ferskvand, kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger i perioden 1989 til 1997 med Kendall's trend test (se Windolf et al., 1998) på vandføringsvægtede koncentrationer (som er årstilførslen til de marine kystafsnit af fx kvælstof divideret med årets ferskvandsafstrømning). Der er anvendt vandføringsvægtede koncentrationer for at fjerne effekten af den varierende afstrømning fra år til år. I Windolf et al. (1998) vises, at der ikke er nogen statistisk signifikant trend for den diffuse afstrømning

af kvælstof og fosfor (inklusive tilførslen fra den spredte bebyggelse). Der er et fald, men det er ikke signifikant ($P = 11\%$ for kvælstof og $P = 72\%$ for fosfor). Betragtes i stedet de samlede udledninger via vandløb og direkte udledninger, er der ikke overraskende et signifikant stærkt fald for fosfortilførslerne ($P < 0,1\%$). Der er til gengæld ikke noget signifikant fald for kvælstof ($P = 11\%$), hvilket viser de diffuse kilders markante betydning for de samlede tilførsler via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit. Det betyder, at det fald, der er målt i de vandføringsvægtede koncentrationer, primært kan tilskrives den forbedrede spildevandsrensning, mens der ikke kan påvises noget statistisk signifikant fald i den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor. Der er dog en ikke signifikant svagt faldende tendens for kvælstof. Overordnet skønnes den afstrømningskorrigerede udledning af kvælstof fra Danmark til de danske farvande at være reduceret ca. 15% i forhold til middel for perioden 1981-88. Dette skyldes altså primært forbedret spildevandsrensning, men i mindre grad også landbrugets bedre udnyttelse af husdyrgødning og reduceret brug af handelsgødning (Windolf et al. 1998, Iversen et al. 1998).

3.1.4 Udvikling i tilførsel af ferskvand, kvælstof og forfor til de 9 første ordens marine kystafsnit i perioden 1989 til 1997

Indledning

Som omtalt i *afsnit 3.1.2* vil farvandsområderne Nordsøen og Kattegat modtage en større andel af de samlede tilførsler til marine kystafsnit i afstrømningsfattige år end i afstrømningsrige år. Det modsatte er tilfældet for fx farvandsområderne Storebælt, Øresund og det sydlige Bælthav (*Bilag 2.2*). Dette gælder også kvælstof- og fosfortilførslerne med de modifikationer, der blev omtalt i *afsnit 3.1.2*.

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

Der er gennemført en Kendall trend test på den diffuse afstrømning og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via ferskvand og direkte udledninger for hver af de 9 første ordens kystafsnit (*Tabel 3.5*). Den viser overordnet, at der er et signifikant fald i den samlede tilførsel af kvælstof via vandløb og direkte udledning til alle marine kystafsnit, undtagen til Nordsøen, og et tilsvarende fald i de samlede fosforudledninger til alle farvandsområder. Den diffuse kvælstofafstrømning (inklusive spredt bebyggelse) er kun faldet signifikant til Storebælt, Øresund og det sydlige Bælthav, dvs. områder hvor landbruget domineres af planteavl. Der er et ikke statistisk signifikant fald til de øvrige farvandsområder (*Tabel 3.5*). Billedet for den diffuse fosforafstrømning er noget mere broget, idet der er et signifikant fald til Lillebælt og Øresund. Herudover er der et ikke statistisk signifikant fald til Østersøen og en ikke statistisk signifikant stigning til de øvrige farvandsområder. Fosfortilførslen kan være svær at måle, idet den i høj grad er bundet til partikler og derfor kommer i pulse. Endvidere er der større og mindre søer i en del oplande, som enten tilbageholder eller frigiver fosfor i oplandene til farvandsområderne, og søernes tilstand har ændret sig gennem overvågningsperioden. Endelig udgør tilførslen fra spredt bebyggelse en større andel af den diffuse tilførsel til en del farvandsområder, og spildevandsudledninger fra den spredte bebyggelse er blevet reduceret med godt 30% fra slutningen af 1980'erne til 1997. Det er derfor for tidligt at fortolke for eventuelle udviklingstendenserne på den diffuse fosfortilførsel.

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

Farvands- område	Kvælstof		Fosfor	
	Samlet tilførsel	Diffus afstrømning	Samlet tilførsel	Diffus afstrømning
Nordsøen	-	-	***	+
Skagerrak	***	-	***	+
Kattegat	*	-	***	+
Nordlige Bælt-hav	*	-	**	+
Lillebælt	**	-	***	***
Storebælt	**	**	*	+
Øresund	*	*	**	**
Sydlig Bælt-hav	**	**	*	+
Østersøen	*	-	**	-

Hvordan vil næringsstof-udledningen udvikle sig i de kommende år

Det forventes, at der kan måles en effekt af de tiltag, der er gennemført med Vandmiljøplan (VMP) I og II, bæredygtigt landbrug m.v. i relation til den diffuse kvælstoftilførsel. I Iversen et al. (1998) skønnes effekten af disse virkemidler at medføre en reduktion i kvælstoftransporten i vandløb med 20.000-28.000 tons i 2002/2003, men da der sker en vis kvælstofomsætning specielt i søer, skønnes kvælstoftilførslen til de marine kystafsnit at blive reduceret med ca. 18.000-25.000 tons. Til sammenligning er der tilført knap 91.000 tons kvælstof via vandløb og direkte udledninger som gennemsnit for perioden 1989-97 (Tabel 3.4), et tal der muligvis indeholder en beskeden reduktion i den diffuse tilførsel fra 1989 til 1997. Det er forudsat i disse beregninger, at effekten af VMP II tiltag overfor markbidraget og effekten af skovrejsning og ændret landbrugsdrift slår ca. 60% igennem i vandløbene, mens effekten af våde enge straks slår igennem. Størrelsen af reduktionen i kvælstoftilførslen vil regionalt variere meget, men der kan forventes at ske en reduktion i kvælstoftilførslerne i størrelsesordenen 20-25% (korrigeret for variationen i ferskvandsafstrømningen) i forhold til de samlede kvælstofudledninger via vandløb og direkte udledninger i perioden 1989-97. Sammenlignes i stedet med et gennemsnit af den diffuse afstrømning (inklusive spredt bebyggelse) i perioden 1989-97 tillagt spildevandsudledningerne i 1997, hvilket giver 82.220 tons kvælstof til de marine kystafsnit, forventes en reduktion på 22-30% i de samlede kvælstofudledninger via vandløb og direkte udledninger. Med hensyn til den diffuse fosfortilførsel vil der være modsatte tendenser. Den øgede P-status i landbrugsjorde giver en risiko for en øget diffus fosfortilførsel, mens nogle af virkemidlerne overfor udvaskningen af kvælstof også kan medføre en reduceret diffus fosfortilførsel til ferskvand. Det er ikke muligt på nuvæ-

rende tidspunkt at afgøre, hvilke af disse forhold, der har størst betydning, men helt afgørende vil det være, hvis mængden af vinternedbør stiger, det kan øge den diffuse tilførsel. På spildevandsområdet er der allerede opnået meget store reduktioner i udledningerne, men sker der yderligere reduktion fx i udledninger fra spredt bebyggelse, kan det få betydning for tilførslen af fosfor til marine kystafsnit.

Udviklingen i kildestyrken mellem de 9 første ordens kystafsnit

Udviklingen i kilderne til tilførsler til de 9 første ordens kystafsnit udviser de samme tendenser som for de samlede tilførsler, dvs. at den diffuse tilførsel er størst i afstrømningsrige år (*Bilag 2.3*). Endvidere har den diffuse tilførsel øget sin andel af den samlede fosfortilførsel, efterhånden som de forbedrede renseforanstaltninger for spildevand er blevet implementeret. Til Nordsøen er der sket en meget markant reduktion i de direkte spildevandsudledninger i begyndelsen af 1990'erne (fiskeindustri og Cheminova). Tilsvarende markant reduktion ses til det sydlige Bælthav. Til gengæld udgør de direkte spildevandsudledninger til Øresund stadig, som det eneste farvandsområde, samme høje andel af den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger til dette farvandsområde. Med hensyn til kildestyrken af punktkildeudledninger til ferskvand er denne steget til Nordsøen, Øresund og det sydlige Bælthav for fosfor og til Øresund og det sydlige Bælthav for kvælstof (*Bilag 2.3*). Til de øvrige farvand er den faldet. Ændringen i kildestyrken mellem ferskvandspunktkilder og direkte spildevandsudledninger viser, hvor den største renseindsats har været gennemført. Hvor indsatsen har været størst for de direkte spildevandsudledninger, stiger kildestyrken af punktkilderudledningerne til ferskvand.

3.1.5 Udvikling i sæsonvariationer i tilførslerne til de marine kystafsnit i perioden 1989 til 1997

4. kvartal har været afstrømningsfattigt i overvågningsperioden

Der findes ikke månedstilførsler af kvælstof og fosfor for alle årene 1989-1997. Da tilførslen til de marine kystafsnit hænger tæt sammen med ferskvandsafstrømningen hertil (*Figur 3.1*), kan denne anvendes som et fingerpeg på, om der kan påpeges nogle udviklingstendenser (*Tabel 3.6*). Ferskvandsafstrømningen i perioden 1989-97 har i gennemsnit været 298 mm mod normalt 326 mm (perioden 1971-90). Afstrømningen i vinterperioden (december til marts) har været 3 mm højere i perioden 1989-97 sammenlignet med normalen, men har ellers været lavere end normalen specielt i 4. kvartal (efteråret), hvor den har været 15% lavere. Samtidigt har vintertemperaturen været 2,5°C højere end i 1980'erne. Dette kunne samlet lede til en større mineralisering i jorden og en større udvaskning af nitrat om vinteren og i det tidlige forår i overvågningsperioden. Der har ikke gennem perioden været nogen statistisk signifikant trend i ferskvandsafstrømningen, da år til år variationerne langt overgår en eventuel trend.

Tabel 3.6 Ferskvandsafstrømningen for perioden 1989-97 fordelt på kvartaler. Endvidere er angivet afstrømningen i sommerhalvåret (april-september) i % af året afstrømning og tilsvarende afstrømningen om vinteren (december-marts) sammenlignet med gennemsnittet for overvågningsperioden og perioden 1971-90.

Periode	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97	1971-90
1. kvartal (mm)	96	126	122	100	113	197	195	51	76	120	118
2. kvar-tal (mm)	55	48	62	62	40	77	77	42	49	57	65
3. kvartal (mm)	34	46	37	33	49	66	39	27	30	40	47
4. kvartal (mm)	56	94	75	98	122	115	53	69	52	82	96
Sommerhalv.(%)	37	30	33	32	27	31	32	36	38	32	34
Vinter (%)	55	48	52	44	48	57	68	36	50	52	49
År (mm)	241	315	296	294	325	455	363	190	207	298	326

3.2 Retension og frigivelse af næringsstoffer i fjorde

*Årsager til
retension/frigivelse*

En væsentlig del af næringsstofftilførslen fra Danmark til Nordsøen og Kattegat tilføres via store lukkede fjorde med lang opholdstid. Det har længe været erkendt, at retension og frigivelse af næringsstoffer i sådanne fjorde kan have en betydelig indflydelse på den reelle tilførsel til de tilgrænsende åbne farvande. Som beskrevet i Fjordrapporten (Kaas et al. 1996) sker der i fjordene en omsætning af næringsstofferne, hvorved en del kvælstof fjernes ved denitrifikation eller deponeres permanent i sedimentet og derved ikke tilføres de åbne farvande. For fosfor sker der en dynamisk udveksling mellem sediment og vandfase, således at fosfor bindes i det veliltede sediment om vinteren, men frigives om sommeren, når iltforholdene i sedimentet forringes. Dog kan der også ske en frigivelse af fosfor under isvintre. Ofte frigives mere fosfor end der er bundet om vinteren, idet der tæres på ophobede puljer fra tidligere, hvor tilførslerne fra land var større. Fosfortransporten til åbne farvande er derfor i disse år ofte større end tilførslerne til fjordene.

*Beregning af
retension/frigivelse*

Ved hjælp af massebalance modeller er den månedlige nettotransport af næringsstoffer fra Ringkøbing og Nissum fjorde til Nordsøen beregnet af Ringkøbing amt for henholdsvis perioden 1986-97 og 1988-97. Tilsvarende er nettotransporten fra Limfjorden og Mariager Fjord til Kattegat i perioden 1990-97 beregnet af Nordjyllands Amt, og nettotransporten fra Randers Fjord er beregnet af Århus Amt for perioden 1989-97 (*Tabel 3.7*). Beregningerne er ikke en del af VMP-overvågningen, men stillet til rådighed af de nævnte amter.

Tabel 3.7 Gennemsnitlig årlig nettoeksport fra fjorde i perioden 1990-97 i procent af udledningen fra land til fjordområdet. For Limfjorden gælder beregningen i forhold til transporten til Kattegat, eventuel nettotransport til Nordsøen er ikke medregnet. I parentes er angivet variationsbredden i årlig nettoeksport.

Fjordområde	Kvælstof, %	Fosfor, %
Ringkøbing Fjord	52 (38-63)	139 (73-186)
Nissum Fjord	62 (53-76)	112 (75-160)
Limfjorden	59 (42-75)	144 (111-191)
Mariager Fjord	43 (35-59)	159 (107-328)
Randers Fjord	88 (85-93)	81 (79-84)

Ringkøbing og Nissum fjorde

Beregningsmetoden for transport af næringssalte fra Ringkøbing og Nissum fjorde til Nordsøen er udviklet af Torben Larsen, Hydraulics aps. Fjordenes udvekslingsvandføring findes på baggrund af kontinuitetsligningen for klorid, idet klorid betragtes som et konservativt stof. Det antages, at fjordenes næringssalte, total-kvælstof og total-fosfor, udskiftes på samme måde som klorid, således at kontinuitetsligningen for hvert af disse stoffer kan benyttes med samme udvekslingsvandføring, som gælder for kloridbalancen.

Kontinuitetsligningen for klorid: (magasinerings) = (tilførsel fra Nordsøen) - (fraførsel til Nordsøen).

Kontinuitetsligningen for næringsstoffer: (magasinerings) = (tilførsel fra vandløb og Nordsøen) - (fraførsel til Nordsøen) + (tilførsel fra bunden).

Nettoferskvandstilførslen fra nedbør og fordampning på fjordenes frie overflader er ikke medtaget, idet den er forsvindende lille i forhold til afstrømningen fra oplandet.

Midling af kloridkoncentrationerne i Ringkøbing og Nissum fjorde er sket på baggrund af månedlige målinger på 3 stationer i hver fjord. I midlingen for hele fjorden er stationerne vægtet i forhold til det vandvolumen, de repræsenterer. På den ene station i Ringkøbing Fjord er der målt 32 gange pr. år siden 1992, og disse målinger er inddraget i den samlede midling. Usikkerheden ved målinger i tilstrømningen vurderes at være mindre betydende. Den største usikkerhed vurderes at ligge i det forholdsvis store tidsinterval mellem de månedlige målinger, både i fjordene og i Nordsøen.

Limfjorden

Transport af næringssalte fra Limfjorden til Kattegat og Nordsøen er beregnet ved hjælp af en kanalmodel, der benytter principperne i MIKE systemet (DHI 1992, 1995). Beregningen af nettovandskiftet i Limfjorden ved Løgstør sker under forudsætning af, at vandføringen kan bestemmes udfra vandspejlsforskellen mellem Løgstør og Aalborg, samt ved vindforskydningsspændingen på vandoverfladen på strækningen. Vandskiftet i Limfjorden er bestemt som nettovandskiftet på døgnbasis ved Thyborøn, Løgstør og Hals og er regnet positivt østgående. Det er ikke skønnet muligt at kvantificere den usikkerhed, med hvilken transporten er bestemt.

Mariager Fjord

Til beregning af transporten fra Mariager Fjord til Kattegat er anvendt en boksmode. Vandskiftet og næringssalttransporten er beregnet på grundlag af målte saliniteter og næringssaltkoncentrationer. Usikkerheden på transporterne kan ikke bestemmes nøjagtigt. Den samlede usikkerhed er sammensat af usikkerhederne ved:

- måling af salinitet og næringssaltkoncentrationer i fjorden og i Kattegat. I Kattegat er der tillige en skævhed, idet togterne ikke kan gennemføres i kraftige vindsituationer. Målingerne i Kattegat er således udført under forholdsvis ens vejrforhold.
- opgørelse af fjordens vandvolumen
- opgørelse af tilledninger fra oplandet
- næringssaltanalyserne
- begrænsningerne ved brug af få repræsentative stationer
- modellens tilpasning til de aktuelle forhold.

Randers Fjord

Beregningerne af nettoeksporten af fosfor og kvælstof til Kattegat fra Randers Fjord er foretaget på grundlag af en undersøgelse foretaget af Århus Amt og Water Consult i 1994-95. Resultaterne af undersøgelsen blev behandlet i en 2-lags model for hydrodynamik og stoftransport, MIKE 12 HD og AD. Modellen beregnede en massebalance for total-fosfor og total-kvælstof i Randers Fjord for perioden november 1994 til december 1995. Beregninger af nettoeksport er foretaget på grundlag af de enkelte måneders/perioders retension eller frigivelse af henholdsvis kvælstof og fosfor. Resultaterne fra 1994-95 blev anvendt til at beregne nettotransporten de øvrige år. Beregningerne tager ikke højde for meteorologiske og hydrologiske år til år variationer, og må derfor vurderes at være behæftet med stor usikkerhed. Modelfejlen udgør for fosfor 4,1% af den tilførte mængde fosfor og 21,5% af den tilbageholdte mængde. For kvælstof udgør fejlen 2% af den tilførte mængde kvælstof og 18% af den tilbageholdte mængde.

Sammenligning med andre beregninger

De beregnede kvælstof-retensioner i ovennævnte fjorde stemmer godt overens med beregningerne i Kaas et al. (1996) og Nixon et al. (1996). Her beskrives kvælstof-retensionen som procent af tilførslerne fra land udfra den årsgennemsnitlige hydrauliske opholdstid, hvor stigende opholdstid giver stigende retension. Nixon et al. (1996) viser også, at den procentvise fosfor-retension kan beskrives med en tilsvarende model, men at fosfor-retensionen generelt er mindre end for kvælstof. For fjordene i Tabel 3.7 ses fosfor-retension kun i Randers Fjord, mens de andre fjorde eksporterer fosfor fra sedimentpuljerne til de åbne farvande. Udledningen af fosfor fra land til fjordene er faldet væsentligt i perioden 1990-97, og systemerne er ved at indstille sig til en ny balance i forhold til den reducerede fosforudledning. Nixon modellen for fosfor gælder sandsynligvis kun for systemer der er bedre i balance med fosforudledningerne.

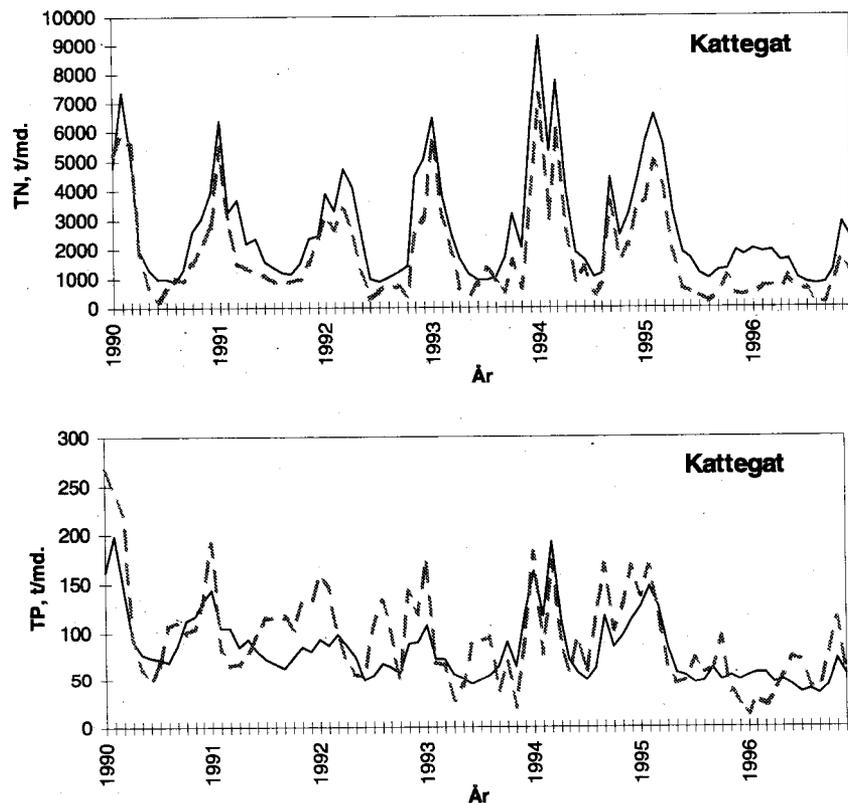
Variation mellem år

Retension og frigivelse varierer meget fra år til år afhængig af variationer i udledninger, meteorologi og hydrografi. For fosfor spiller iltforholdene i sedimentet en afgørende rolle for retension/frigivelse. I

år med kraftige iltsvind frigøres og eksporteres mere fosfor end i år med gode iltforhold. For eksempel var eksporten af fosfor fra Mariager Fjord i 1997 3,3 gange større end fosforudledningen fra land samme år pga. det udbredte iltsvind i sensommeren 1997. Fosforpuljerne i fjordenes sedimenter stammer fra tidligere tiders udledninger af spildevand uden fosforfjernelse. Efterhånden som disse puljer udtømmes, vil fosforeksporten fra fjordene til de åbne farvande sandsynligvis falde markant (jf. Kaas et al. 1996), men sikkert fortsat variere meget fra år til år afhængigt af iltforholdene.

Roskilde-Isefjord

Der findes ikke beregninger af næringsstoftransporten fra Roskilde Fjord og Isefjord til Kattegat. Anvendelse af Nixon modellen indikerer, at retensionen her er nær 100% for både kvælstof og fosfor pga. lang opholdstid og lille afstrømning til fjordsystemet. For ikke at overestimere retensionen af kvælstof og ud fra erfaringen, at andre fjorde eksporterer fosfor fra sedimentpuljerne, er retensionen i Roskilde-Isefjord sat til henholdsvis 80% for kvælstof og 0% for fosfor i beregningerne af nettotilførslen til Kattegat.



Figur 3.3 Kvælstof- (øverst) og fosfortilførsel (nederst) fra Danmark til Kattegat med (stiplet) og uden (linie) hensyntagen til retension i de tilstødende danske fjorde.

Effekt af retension/frigivelse

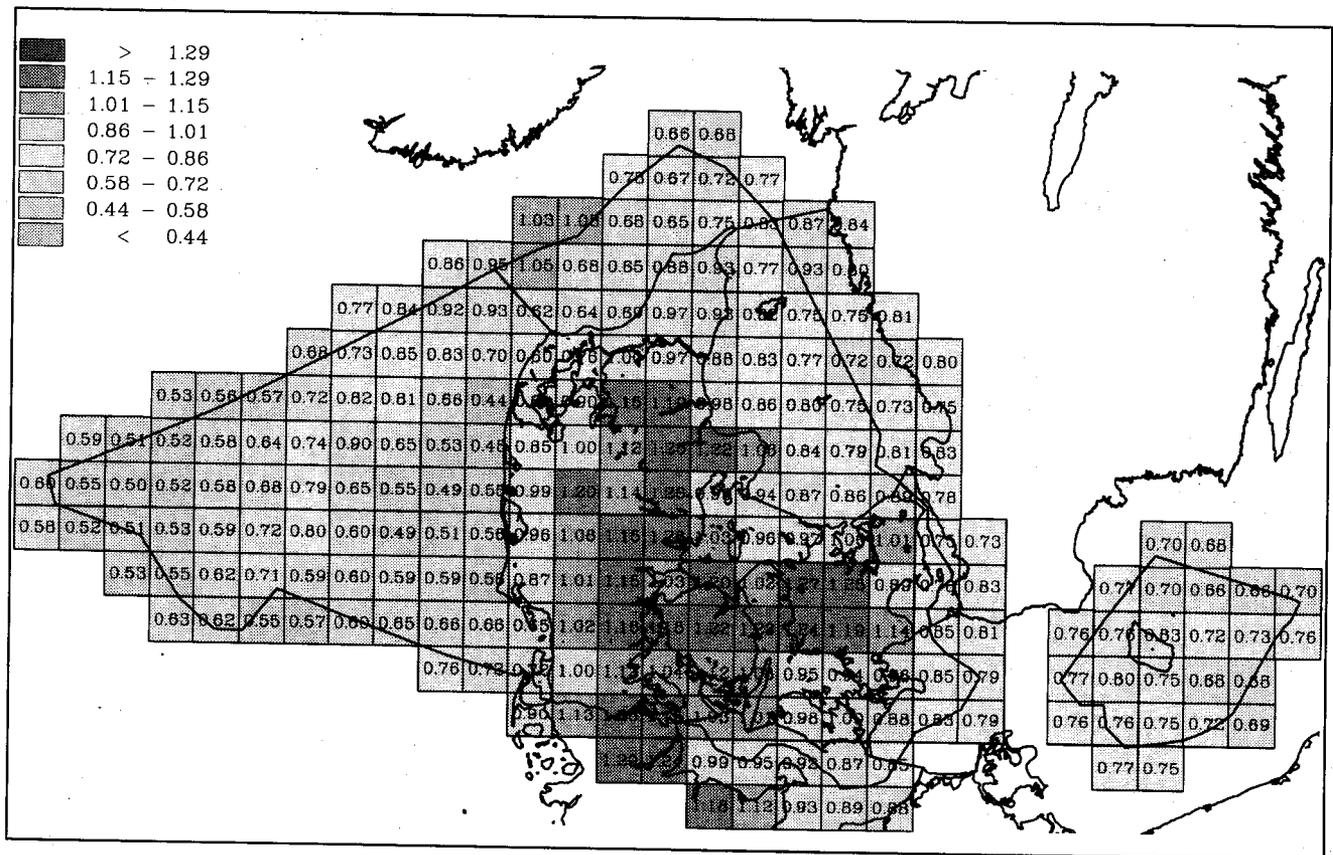
I middel for årene 1990-96 reducerede retensionen i Ringkøbing og Nissum fjorde kvælstoftilførslen til den åbne Nordsø med 21%, i forhold til den samlede danske kvælstofudledning til Nordsøområdet inklusive fjordene, mens frigørelse fra sedimentpuljerne i de to fjorde forøgede den tilsvarende fosfortilførsel med 12%. For det åbne Kattegat reducerede retensionen kvælstoftilførslen med 33%, og fosforfrigørelsen forøgede fosfortilførslen med 14% (Figur 3.3). Hvad angår

Bælthavet har det ikke været muligt at beregne en retensi-on/frigivelse i fjordene. Vandet i mange af disse fjorde har en relativt kort opholdstid, eller fjordene er små og bidrager kun lidt til den samlede næringssaltudledning til Bælthavsområdet, mens andre større fjorde med længere opholdstid som Flensborg Fjord, Odense Fjord m.fl. givet påvirker næringsstofftilførslen til det åbne Bælthav på tilsvarende måde som fjordene til Nordsøen og Kattegat. Næringsstofftilførslen fra land til det åbne Bælthav er således overestime-ret.

3.3 Atmosfærisk tilførsel af kvælstof

Tør- og våddeposition

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



Figur 3.4 Den beregnede totale kvælstofdeposition til danske vandområder i 1997. Enhed tons N km⁻².

Kvælstoftilførsel fra atmosfæren

Figur 3.4 viser den beregnede totale atmosfæriske kvælstoftilførsel i 1997 til de danske farvande (Frohn et al. 1998). Resultaterne er præsenteret for det anvendte beregningsnet på 233 receptorpunkter og repræsenterer alene deposition til vandoverflader (tilsvarende figur for depositionen til danske landarealer er vist i Frohn et al. (1998). Beregningsresultaterne er ligeledes præsenteret i Tabel 3.8, men her fordelt på tør, våd og total kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande. Depositionen på de enkelte farvandsområder og fjordene er givet i Bilag 3. Modelresultaterne viser, at ca. 70% af kvælstoftil-

førslen kommer fra våddeposition og ca. 30% fra tørdeposition. Til sammenligning viser analyser af målinger på Anholt, at 86% af kvælstoftilførslen kommer fra våddeposition og de resterende 14% fra tørdeposition. Tørdeposition måles ikke direkte i måleprogrammet, og bidraget fra tørdeposition er her bestemt ved at gange en beregnet tørdepositions hastighed på målte koncentrationer i luften. Denne fremgangsmåde giver en mindre underestimering af tørdepositionen. De beregnede depositioner er lidt mindre end resultaterne for de tidligere år. Den samlede tilførsel til alle de danske farvande i 1997 er bestemt til ca. 80.000 tons N, mens beregningsresultatet for 1996 var på ca. 100.000 tons N. Denne forskel skyldes primært en ændring i beregningsproceduren (se Frohn et al. 1998). Forskellen slår især igennem for Nordsøen og i mindre grad for de indre farvande (for Kattegat er resultatet omkring 20% mindre end beregningen for 1996 viste). Den nye procedure er skønnet at være mere fysisk og kemisk korrekt, men usikkerhederne anses fortsat at ligge omkring 30-40% for de åbne farvande og 40-60% for kystnære farvande.

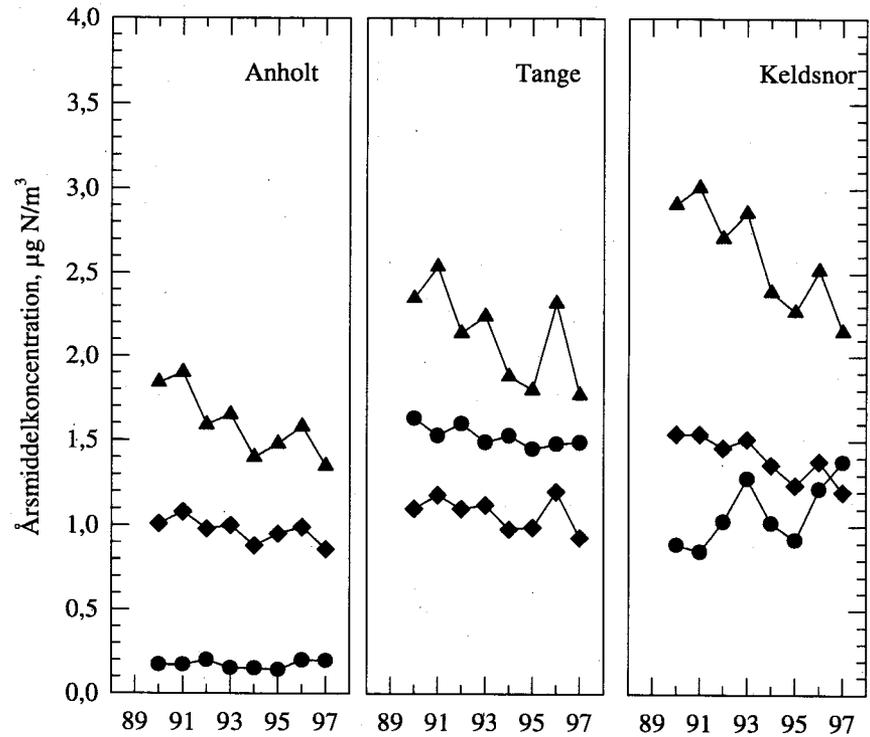
Tabel 3.8 Den samlede atmosfæriske tør-, våd- og total-deposition af kvælstof til de danske hovedfarvande (tilførslen til de øvrige farvande kan findes i bilag 3).

ID	Navn	Tørdepo-	Våddepo-	Totalde-	Totaldepo-	Areal
		sition	sition	position	sition/areal	
		kton N	kton N	kton N	kg N/km ²	km ²
1	Nordsøen - samlet dansk del	10,082	21,460	31,541	645	48887,9
2	Skagerrak - samlet dansk del	2,150	5,284	7,434	732	10150,2
3	Kattegat - samlet dansk del	5,534	8,707	14,241	846	16841,4
3	Kattegat, svenske del	1,513	3,806	5,319	789	6741,6
4	Nordlige Bælthav - samlet dansk del	1,828	2,195	4,023	1023	3931,3
5	Lillebælt - samlet dansk del	1,330	1,195	2,526	1088	2321,3
6	Storebælt - samlet dansk del	2,233	2,549	4,783	1050	4556,6
7	Øresund - samlet dansk del	0,489	0,661	1,150	834	1379,4
79	Øresund, svenske del	0,301	0,454	0,755	787	959,3
8	Sydlig Bælthav - samlet dansk del	0,970	1,340	2,310	934	2473,1
9	Østersøen - samlet dansk del	4,240	7,083	11,323	764	14830,6
10	Alle danske farvande	29,929	50,475	79,332	753	105371,7

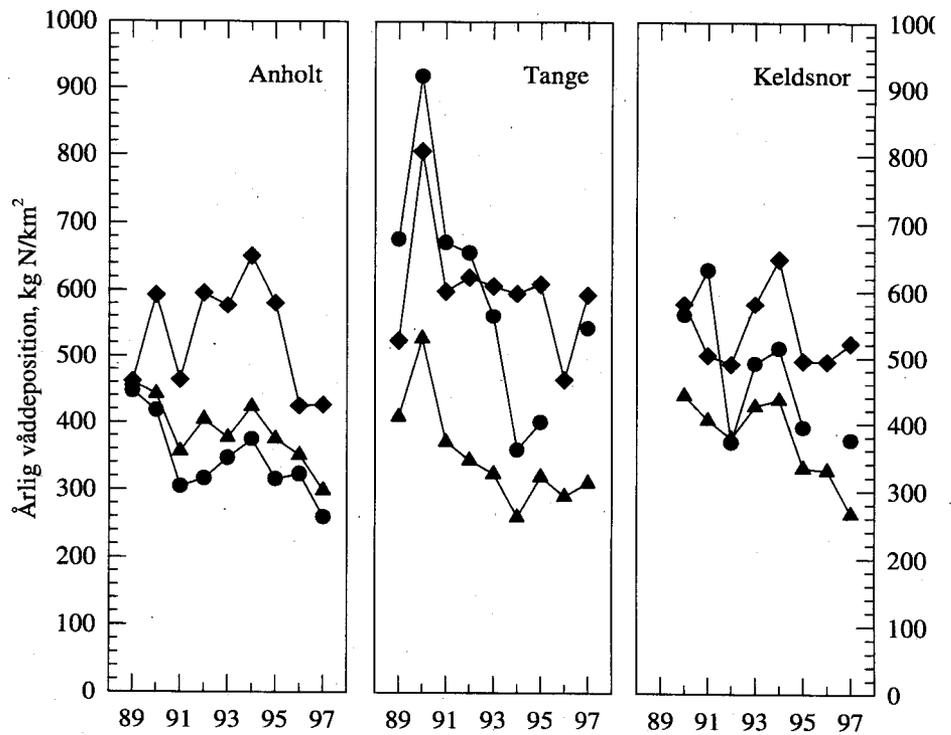
Tidslig udvikling

Usikkerheden i modelberegningerne er forholdsvis stor bl.a. pga. de store usikkerheder i emissionsopgørelserne. Derfor vurderes den tidlige udvikling i kvælstoftilførslen alene ud fra målinger. Figur 3.5 viser udviklingen i koncentrationerne i luften af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum nitrat (salpetersyre + partikulært bundet nitrat), og Figur 3.6 viser tilsvarende de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Der observeres et generelt fald i såvel våddeposition som tørdeposition (sidstnævnte vurderet p.b.a. udviklingen i koncentrationerne, idet tørdepositionen er proportional med koncentrationerne). Dette fald er i overensstemmelse med den udvikling, som EMEP's emissionsopgørelser for Europa viser. Af faktorer, som har haft indflydelse på denne udvikling kan nævnes

ændret landbrugspraksis i en række lande, det økonomiske sammenbrud i mange af de østeuropæiske lande m.m.



Figur 3.5 Årsmiddelværdier af koncentrationer i luften af ammoniak (•), partikelbundet ammonium (▲) og sum-nitrat (◆) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor.



Figur 3.6 Den totale årlige våddeposition af ammonium (•) og nitrat (▲) og den årlige nedbørsmængde (◆) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor i perioden 1989-1997.

Tabel 3.9 Det relative bidrag fra danske atmosfæriske kilder til tør, våd og total atmosfærisk kvælstofdeposition for de danske hovedfarvande.

ID	Navn	Andel fra danske kilder (%)		
		Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition
1	Nordsøen	17,1	6,0	9,6
2	Skagerrak	34,7	13,7	19,8
3	Kattegat	52,2	14,30	29,0
4	Nordlige Bælthav	58,5	13,0	33,7
5	Lillebælt	44,8	11,8	29,2
6	Storebælt	43,0	9,6	25,2
7	Øresund	38,9	10,0	22,3
8	Sydlig Bælthav	21,5	7,0	13,1
9	Østersøen	19,4	7,6	12,0
10	Alle farvande	51,1	9,2	17,5

Bidraget fra danske kilder

Bidraget fra danske kilder kan skønnes ved modelberegninger. Resultaterne fremkommer ved at gentage beregningerne for de danske farvande, hvor der slukkes for danske kilder. Ved at sammenholde disse beregninger med standard-beregninger kan det relative bidrag fra danske kilder bestemmes (se Tabel 3.9). Generelt bidrager danske kilder med mellem 10 og 30% af den atmosfæriske deposition af kvælstof.

3.4 Næringsstofudledninger fra Sverige og Tyskland

Sverige

Fra Statens Naturvårdsverk er modtaget tal for årlige udledninger af kvælstof og fosfor fordelt på kilder for årene 1990, 1992 og 1995, og fra Sveriges Lantbruksuniversitet er modtaget tal for årlige udledninger via vandløb for alle årene 1989-96 til Øresund og Kattegat. Ved at antage, at de direkte udledninger fra punktkilder er konstante i årene nærmest 1990, 1992 og 1995, hvor de er opgjort, er estimeret en total årlig udledning fra Sverige til henholdsvis Øresund og Kattegat for alle årene 1989-96. Herefter er udledningerne via vandløb blevet fordelt på måneder ved hjælp af den totale (DK+S) ferskvandsafstrømning til hvert af farvandene Øresund og Kattegat modtaget fra Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI). De direkte punktkildeudledninger er fordelt ligeligt på årets måneder. Hele kvælstofudledningen til Kattegat er dog fordelt efter afstrømning, da punktkildeudledningen er lille i forhold til vandløbstilførslen.

Götaelven

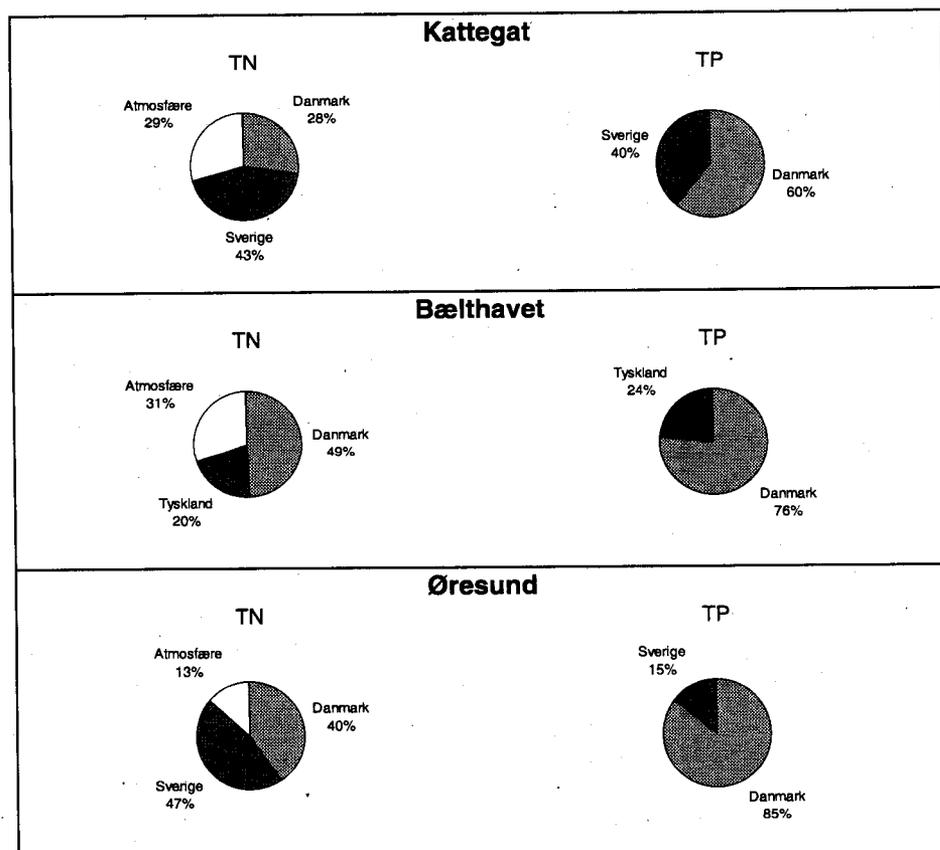
Udledningen via Götaelven er inkluderet i de svenske udledninger til Kattegat, da den jo rent faktisk udledes til Kattegat. Imidlertid sker udledningen tæt ved grænsen mellem Kattegat og Skagerrak, og en væsentlig del af de udledte næringsstoffer føres sandsynligvis med den overvejende nordgående strøm langs den svenske kyst til Ska-

gerrak. Götaelven leverer i gennemsnit for årene 1990-96 henholdsvis 41% og 42% af kvælstof- og fosfortilførslen fra Sverige til Kattegat. Den reelle svenske næringsstofudledning, der påvirker Kattegat, er således sandsynligvis overestimeret.

Tyskland

Fra Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein, er modtaget tal for de årlige udledninger af kvælstof og fosfor til det sydlige Bælthav for perioden 1975-96. Disse er for perioden 1990-96 fordelt på måneder ud fra sæsonvariationen i de danske udledninger til samme område. Fra Landesamt für Umwelt und Natur, Mecklenburg-Vorpommern, er for perioden 1990-96 modtaget tal for de månedlige udledninger af kvælstof- og fosfor via 5 vandløb, som dækker afstrømningsområdet til Mecklenburg Bugt, dvs. til det sydlige Bælthav. Enkelte manglende total-kvælstof og total-fosfor værdier er estimeret ud fra signifikante korrelationer mellem uorganiske og totale fraktioner. I enkelte tilfælde hvor også uorganiske næringsstoffer mangler, er den manglende værdi beregnet som gennemsnit af måneden før og efter. For et af vandløbene findes kun målinger fra 1994-96. For de manglende år er kvælstofudledningen estimeret ud fra en signifikant korrelation med de øvrige vandløb. På grund af mange manglende værdier og mangel på korrelation kunne dette ikke lade sig gøre for fosfor, og dette vandløb måtte udelades af beregningen af fosforudledningen, der herved er underestimeret. Desuden er direkte punktkilder fra Mecklenburg-Vorpommern ikke med i opgørelserne, hvilket yderligere underestimerer især fosfortilførslen (Figur 3.7).

Figur 3.7 Gennemsnitlig årlig kvælstof- (TN) og fosfortilførsel (TP) i perioden 1990-96 fra Danmark, Sverige, Tyskland og atmosfæren til Kattegat, Bælthavet og Øresund. I den danske udledning til Kattegat er taget hensyn til retension/frigivelse i de tilstødende danske fjorde. I den svenske udledning til Kattegat indgår tilførslen via Götaelven. I den tyske udledning til Bælthavet mangler punktkilder fra Mecklenburg-Vorpommern, samt fosfortilførsel fra et vandløb til Mecklenburg Bugt.



3.5 Samlet næringsstofftilførsel

Udvikling i den årlige næringsstofftilførsel

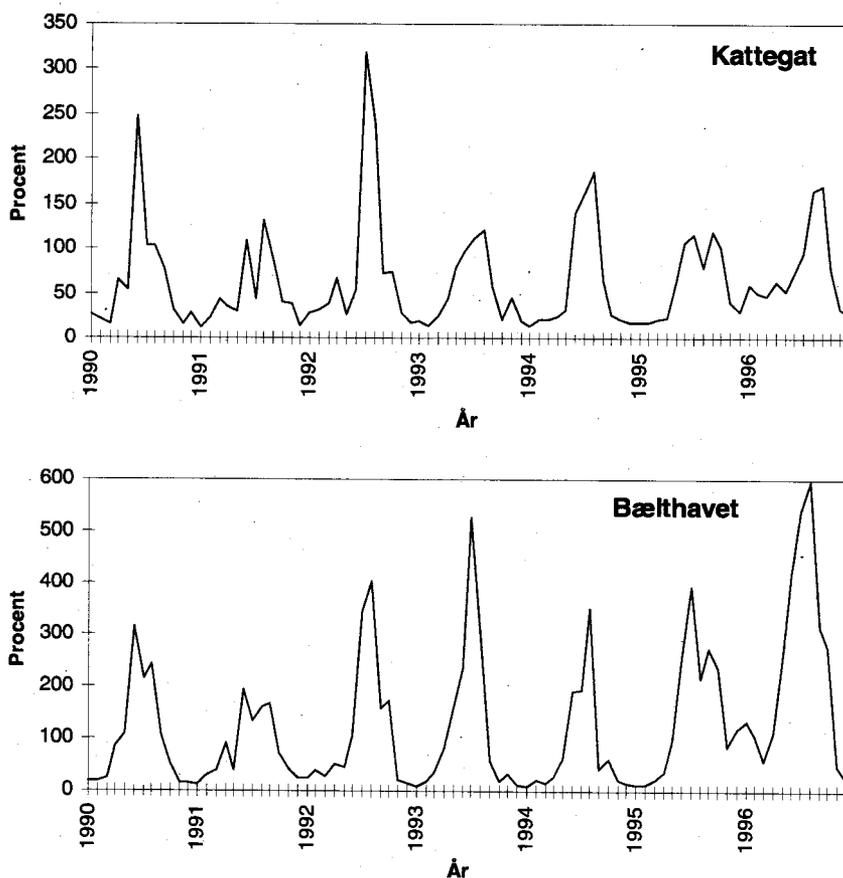
Den tidlige udvikling i næringsstofftilførslen er analyseret med Kendall- τ test. Analysen er foretaget på den samlede årlige kvælstofudledning fra land, den samlede årlige fosforudledning fra land og den årlige modelberegneede kvælstofdeposition fra atmosfæren på Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1990-96 (*Bilag 4*). Samme analyser er foretaget for Nordsøen, Skagerrak og Østersøen, men her indgår kun tilførslen fra Danmark og atmosfæredepositionen på den danske del af farvandet (*Bilag 4*). Analyserne viste en faldende tendens for den landbaserede kvælstoftilførsel, undtagen for Kattegat, men ændringerne var ikke signifikante. Den faldende tendens skyldes først og fremmest ekstrem lav nedbør og afstrømning i 1996, og ikke indgreb i forbindelse med Vandmiljøplanen. Fosfortilførslen er faldet signifikant til alle farvandsområder, undtagen Kattegat, først og fremmest pga. udbygning af spildevandsrensningen. Årsagen til en manglende reduktion i fosfortilførslen til Kattegat er eksport fra fjordenes sedimentpuljer. Modelberegnet kvælstofdeposition fra atmosfæren viste en faldende tendens i alle farvande, men faldet var kun signifikant i Østersøen. Dette er i overensstemmelse med HELCOM (1997), hvor der er modelberegnet en reduktion i kvælstofdepositionen til den egentlige Østersø på 20-30% fra perioden 1986-90 til perioden 1991-95, mens reduktionen i depositionen til de indre danske farvande var væsentligt mindre.

Månedsvis næringsstofftilførsel

En samlet månedsvis tilførsel i perioden 1990-96 fra Danmark, Sverige, Tyskland og atmosfæren er beregnet for henholdsvis Kattegat, Øresund og Bælthavet, idet den atmosfæriske depositionen på det sydlige Bælthav er beregnet ud fra depositionen på den danske del og forholdet mellem denne og arealet af hele det sydlige Bælthav. For de store åbne havområder Nordsøen, Skagerrak og Østersøen er der kun opgjort tilførsel fra Danmark og atmosfærisk deposition på den danske del af området. Størrelsen af den atmosfæriske deposition afhænger generelt af arealet, hvorpå den beregnes (Markager et al. 1998), og kan for de sidstnævnte havområder derfor ikke sammenlignes med næringsstofftilførslerne fra land, når ikke hele tilførslen fra land og fra atmosfære er kendt.

Atmosfærisk N-depositions andel af den samlede N-tilførsel

I gennemsnit for perioden 1990-96 udgør kvælstofdepositionen fra atmosfæren til både Kattegat og Bælthavet ca. 30% af den samlede kvælstoftilførsel, mens den for Øresund kun udgør 13%. Der er imidlertid stor forskel på sæsonvariationen i tilførslerne (Markager et al. 1998). Hovedparten af udledningen fra land sker i vinterhalvåret, mens tilførslen fra atmosfæren er langt mere ensartet fordelt over året. Af *Tabel 3.10* fremgår, at i perioden maj-september er kvælstoftilførslen fra atmosfæren til Kattegat af ca. samme størrelse som landtilførslen (inklusive Götaelven), til Bælthavet 1,6 gange større og til Øresund ca. $\frac{1}{4}$ af landtilførslen. Af *Figur 3.8* fremgår, at den atmosfæriske depositionen i nogle sommermåneder overstiger udledningen fra land med en faktor 1,5-3 i Kattegat og 2-6 i Bælthavet.



Figur 3.8 Atmosfærisk deposition af kvælstof på henholdsvis Kattegat (øverst) og Bælthavet (nederst) i procent af kvælstoftilførslen fra land. I landtilførslen til Kattegat er indregnet retension i danske fjorde, samt tilførsel via Götaelven.

Tabel 3.10 Atmosfærisk deposition af kvælstof i procent af landtilførslen i forskellige perioder af året. Middel for perioden 1990-96. Tallene i parentes angiver det samme, men hvor Götaelven er udeladt af landtilførslen.

Område	hele året	maj-september	oktober-april
Kattegat	42 (55)	95 (131)	27 (36)
Bælthavet	44	163	25
Øresund	16	27	11

Atmosfærisk N-depositionens betydning

Om vinteren er fytoplanktonets produktion begrænset af mangel på lys. I marts-april, når der bliver tilstrækkeligt med lys, blomstrer fytoplanktonet op, indtil den opbyggede pulje af næringsstoffer i overfladelaget er opbrugt. I perioden maj-september er fytoplanktonproduktionen i de åbne danske farvande overvejende begrænset af mangel på kvælstof, og nytillførte kvælstofnæringsalte til overfladelaget fra regenerering, bundvand, land og atmosfæren omsættes hurtigt til organisk stof. I denne periode er udledningen fra land mindst, og tenderer mod at holde sig nær kysten, både fordi havstrømmene følger kysten, og fordi det tilførte kvælstof hurtigt optages af fytoplankton, makrofyter, bakterier m.m. Den atmosfæriske deposition derimod tilføres hele farvandets overfladeareal, og får derved i peri-

oden maj-september relativt større betydning for fytoplanktonproduktionen i de åbne farvande end udledningerne fra land.

3.6 Korrelation mellem afstrømning og næringsstofftilførsel fra land

Manglende lange tidsserier for udledninger

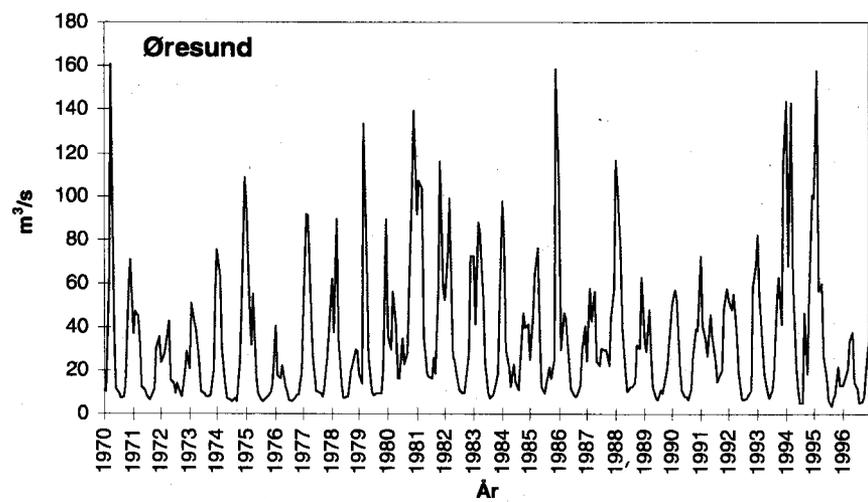
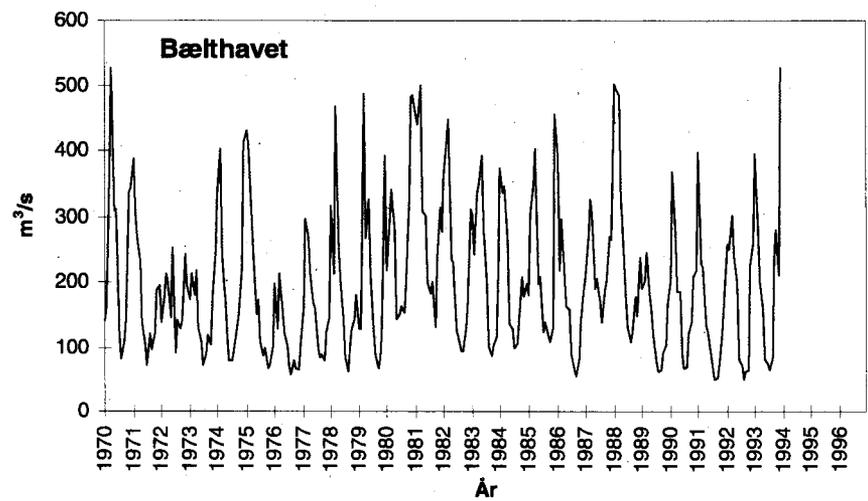
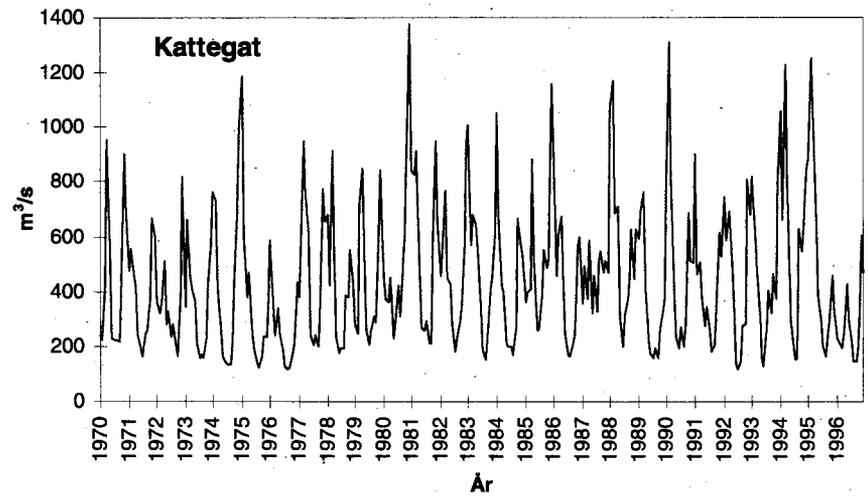
Før 1990 eksisterer der ikke et tilstrækkeligt datagrundlag til opgørelse af næringsstofftilførsel til de indre danske farvande, endside til opdeling af tilførslerne på måneder, men tidsserierne for kemiske og biologiske variable i de indre farvande går tilbage til midten af 1970erne. Fra SMHI er modtaget tidsserier for månedlig ferskvandsafstrømning til Kattegat, Bælthavet og Øresund for perioden 1970-93 (HELCOM 1996). For Kattegat og Øresund er tidsserien ført op til 1996 ud fra svenske og danske afstrømningsdata, men der mangler tyske afstrømningsdata til Bælthavet 1994-96 (Figur 3.9). Det er derfor undersøgt, om ferskvandsafstrømningen kan anvendes som indeks for næringsstofftilførslen fra land, således at tilførslerne kan rekonstrueres tilbage i tiden (Tabel 3.11).

Tabel 3.11 Ferskvandsafstrømningens forklaringsprocent (r^2 -værdier) af variationen i landtilførslerne på månedsbasis for årene 1990-96, for Bælthavet dog 1990-93. TN = kvælstof, TP = fosfor.

Næringsstof	Kattegat	Bælthavet	Øresund
TN	91%	84%	83%
TP	66%	54%	-

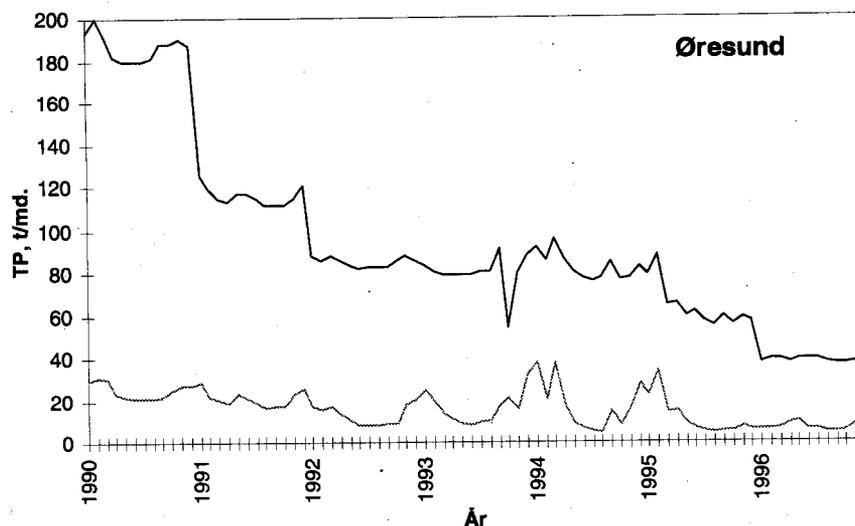
Sammenhæng mellem afstrømning og tilførsel fra land

I overensstemmelse med at kvælstofudledningen fra land hovedsageligt stammer fra udvaskning, forklarer afstrømningen hovedparten af variationen. Tidligere analyser tyder endvidere på, at der ikke er sket væsentlige ændringer i kilderne til kvælstofudledningen fra midten af 1970erne til begyndelsen af 1990erne (Windolf et al. 1997). Afstrømningen er derfor et godt indeks for variationen i kvælstofudledningen. Der er en ringere sammenhæng med fosforudledningen, der hovedsageligt stammer fra punktkilder, og der er i perioden 1990-96 sket væsentlige indgreb over for danske og tyske punktkilder, mens Sverige allerede i 1970erne reducerede fosforudledningen (Statens Naturvårdsverk, 1983). Alligevel er der en signifikant sammenhæng mellem afstrømning og fosforudledning til Kattegat og Bælthavet, som i mangel af bedre retfærdiggør anvendelsen af afstrømningen som indeks for variationer i fosforudledningen. For Kattegat stiger forklaringsprocenten til 87%, hvis man ser bort fra eksport fra fjordene, fordi eksporten fra sedimentpuljerne tidsforskyder fosfortransporten til Kattegat i forhold til afstrømning og udledning. I Øresund medfører indgrebene i perioden over for de dominerende danske punktkilder (Figur 3.10), at der ingen sammenhæng er med afstrømningen.



Figur 3.9 Ferskvandsafstrømning til Kattegat (eksklusiv Götaelven), Bælthavet og Øresund.

Figur 3.10 Fosforudledning fra henholdsvis Danmark (øverst) og Sverige (nederst) til Øresund i perioden 1990-96.



3.7 Sammenfatning

Lave tilførsler til de marine kystafsnit i 1997 og beskeden sæsonvariation

Tilførslen af ferskvand, kvælstof, fosfor og organisk stof via vandløb og direkte spildevandsudledninger fra Danmark var i 1997 5-10% højere end de meget lave tilførsler i 1996 og dermed de næst mindste i de ni overvågningsår. Der blev tilført 8.900 millioner m³ ferskvand, 50.100 tons kvælstof, 1.850 tons fosfor og 32.500 tons BOD₅. Det var især i første kvartal af 1997, at tilførslerne til de marine kystafsnit var lave og tilførslerne udviste kun en beskeden sæsonvariation.

Kilder til tilførslen til de marine kystafsnit

Den diffuse afstrømning er hovedkilden (godt 80% i 1997) til kvælstoftilførslen til de marine kystafsnit, mens spildevandsudledninger stadig er hovedkilden (knap 80% i 1997) til fosfortilførslen.

Udviklingstendenser i tilførslerne i perioden 1989-97

Der har været en meget markant reduktion i de samlede tilførsler med spildevand fra Danmark fra slutningen af 1980'erne til 1997, nemlig 65% for kvælstof, 85% for fosfor og 65% for BOD₅. En test for udviklingstendenser viser også et signifikant fald i de samlede udledninger til de marine kystafsnit for fosfor (næsten 80%), men ikke for kvælstof i perioden 1989 til 1997. Der kan ikke påvises noget signifikant fald i den samlede diffuse afstrømning (inklusive tilførslen fra spredt bebyggelse) af hverken kvælstof eller fosfor, men der er en tendens til fald for kvælstof. For de 9 første ordens kystafsnit har der været et signifikant fald i den diffuse kvælstofafstrømning til Storebælt og til det sydlige Bælthav, som er oplande præget af planteavl, og i den diffuse tilførsel til Lillebælt og Øresund, hvilket kan skyldes reduktion i udledninger fra spredt bebyggelse. Overordnet skønnes den afstrømningskorrigerede udledning af kvælstof fra Danmark til de danske farvande at være reduceret ca. 15% i forhold til middel for perioden 1981-88. Dette skyldes primært forbedret spildevandsrensning, men i mindre grad også landbrugets bedre udnyttelse af husdyrgødning og reduceret brug af handelsgødning.

Retention/frigivelse i fjorde

Det har længe været kendt, at omsætning af næringsstoffer i fjordområder med lang opholdstid har stor betydning for den aktuelle næringsstofftilførsel til åbne farvande, og at denne proces er vanskelig at beregne. Baseret på den bedst tilgængelige information blev kvælstofretentionen beregnet i gennemsnit for perioden 1990-96 i Lim-

fjorden, Ringkøbing, Nissum og Mariager fjorde til størrelsesordenen 40% af tilførslen fra land til fjordene, mens der eksporteredes af størrelsesordenen dobbelt så meget fosfor fra fjordene, som der blev tilført fra land. I nærværende kapitel er denne retension/frigivelse for første gang indregnet i næringsstofftilførslen til Nordsøen og Kattegat.

Udvikling i den samlede næringsstofftilførsel 1990-96

Den samlede årstilførsel af fosfor fra Danmark, Sverige og Tyskland er faldet signifikant i perioden 1990-96 til alle åbne danske farvande, undtagen til Kattegat, pga. udbygning af spildevandsrensningen. Årsagen til den manglende reduktion i fosfortilførslen til Kattegat er eksport fra fjordenes sedimentpuljer, og at Sverige allerede i 1970'erne reducerede deres udledning af fosfor. Der er en faldende tendens i den samlede landbaserede kvælstofftilførsel i perioden 1990-96, undtagen til Kattegat, men ændringerne er ikke signifikante. Tendensen skyldes først og fremmest ekstrem lav nedbør og afstrømning i 1996. Kvælstofdepositionen fra atmosfæren viser en faldende tendens pga. faldende emissioner i Europa.

Sæsonvariationens betydning

Sæsonvariationen i næringsstofftilførslen har stor betydning for effekten på miljøtilstanden. Derfor er der ud fra de bedst tilgængelige data for første gang beregnet en månedlig tilførsel for perioden 1990-96 til Kattegat, Bælthavet og Øresund fra både Danmark, Sverige, Tyskland og atmosfæren. Da udledningen fra land er størst om vinteren og atmosfæredepositionen mere jævnt fordelt over året, er kvælstofdepositionen fra atmosfæren i perioden maj-september i Kattegat af samme størrelse eller større end landtilførslen (inklusive Götaälven), og i Bælthavet 1,6 gange større, mens den i det arealmæssigt mindre Øresund er ca. 1/4 af landtilførslen. I nogle sommermåneder overstiger atmosfæredepositionen landtilførslen med en faktor 1,5-3 i Kattegat og 2-6 i Bælthavet. Atmosfæredepositionen af kvælstof får derved stor betydning i sommerperioden for primærproduktionen, hvor denne i de åbne farvande er altovervejende kvælstofbegrænset.

Ferskvandsafstrømning-næringsstoffudledning

Ferskvandsafstrømningen forklarer langt det meste (>80%) af variationen i kvælstofftilførslerne på månedsbasis fra land til Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1990-96. Da der ikke er sket væsentlige ændringer i de dominerende diffuse kilder, kan afstrømningen derfor anvendes som indeks for sæsonvariationerne i kvælstofudledningen for perioden fra midt i 1970'erne til 1990'erne. Afstrømningens forklaring af fosforudledningen er ringere (54-66%), men signifikant for Kattegat og Bælthavet, men ikke for Øresund pga. væsentlige indgreb overfor de dominerende punktkilder i Øresundsområdet. Afstrømningen kan derfor af mangel på udledningsdata også anvendes som indeks for fosforudledningen, undtagen i Øresund.

Fremtidig udvikling i tilførslerne til de marine kystafsnit

Det skønnes, at tiltagene i Vandmiljøplan I og II samt øvrige vedtagne virkemidler overfor landbruget under gennemsnitlige afstrømningsforhold kan reducere den diffuse kvælstofftilførsel fra Danmark i år 2003 til 67-76% af den gennemsnitlige diffuse tilførsel i perioden 1989-97. Der kan ikke gives nogen vurdering af udviklingen i fosfortilførslerne.

4 Næringsstofkoncentrationer

Indledning

Næringsstofkoncentrationerne i de åbne danske farvande udviser store variationer i tid og rum og fra år til år. I dette kapitel beskrives og analyseres denne variation. For de indre farvande og Arkona Havet analyseres først den generelle sæsonvariation af uorganiske næringssalte i overfladelaget (*afsnit 4.1*), og derefter den geografiske variation i vinter- og sommerkoncentrationer langs salinitetsgradienten fra Østersøen til Skagerrak (*afsnit 4.2.1*). Disse analyser er baseret på enkeltstationer.

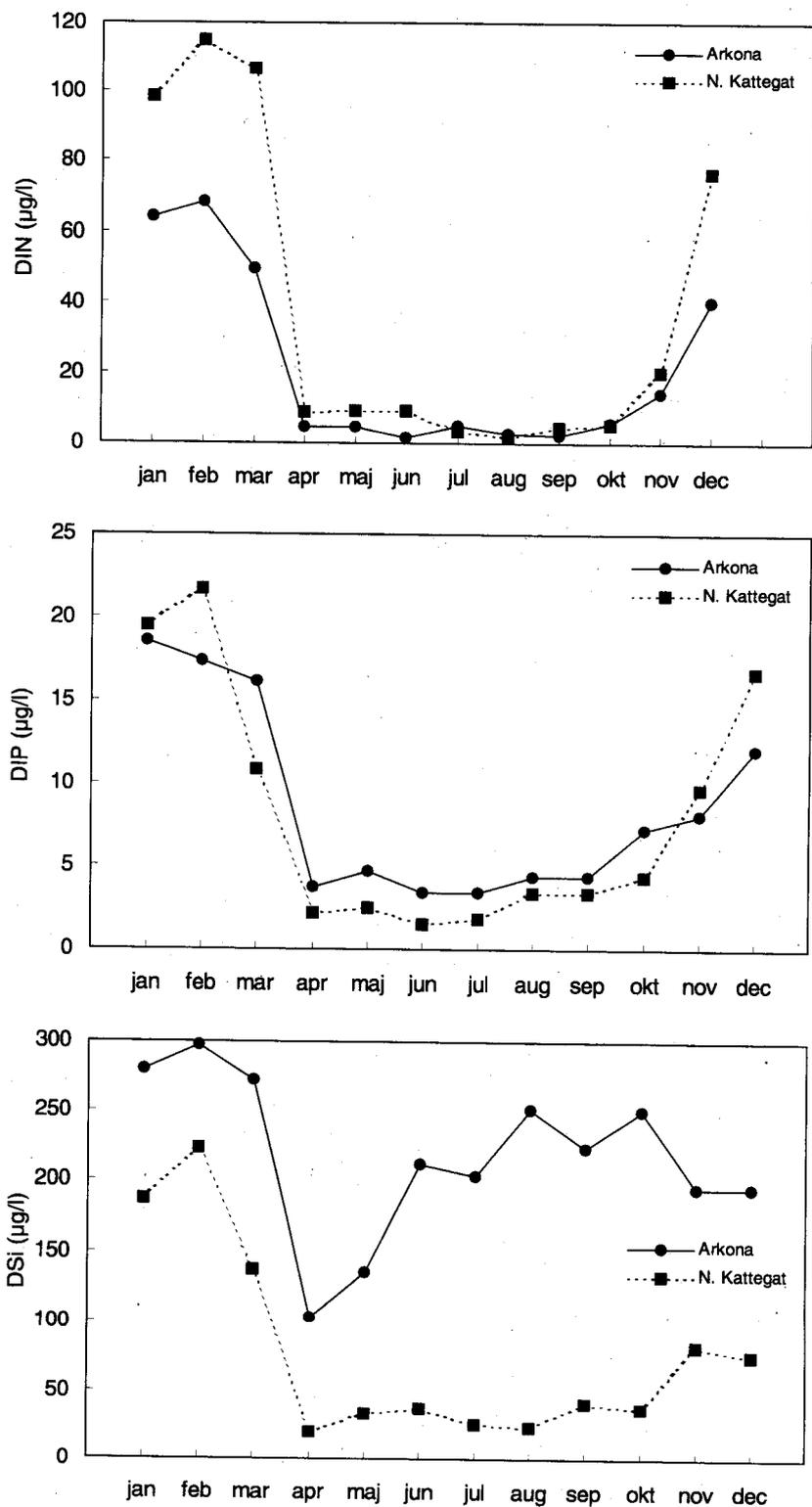
Næringssaltkoncentrationen på den enkelte station er afhængig af hvilke vandmasser, der er tilstede på måletidspunktet, samt hvilken vandmasseblending, der er foregået forud for målingen. For at kunne evaluere den tidslige udvikling i næringssaltkoncentrationerne så uafhængigt af vandmasseblandingen som muligt, er vinternæringssaltkoncentrationerne bestemt for udvalgte saliniteter (*afsnit 4.2.2* og *4.2.3*).

Derefter analyseres den tidslige variation i vinterkoncentrationer i henholdsvis Nordsøvand, Tyske Bugt vand, Østersøvand, salt bundvand i det nordlige Kattegat (Skagerrakvand) og i de indre danske farvande. Sammenhængen mellem udledningen af næringsstoffer fra land og næringsstofkoncentrationerne er undersøgt (*afsnit 4.3*), ligesom den tidslige udvikling i vinternæringssaltkoncentrationer (*afsnit 4.4*). Endelig analyseres hvilke næringsstoffer, der potentielt begrænser primærproduktionen i sommerperioden (*afsnit 4.5*).

4.1 Årstidsvariation

Årstidsvariationen i forholdet mellem tilførsel og tab giver et karakteristisk mønster i næringssaltkoncentrationerne. Om vinteren, når næringsstofftilførslen er høj og den biologiske aktivitet er lav, er næringssaltkoncentrationerne høje. Om foråret optager fytoplankton uorganiske næringssalte i overfladelaget til produktion af organisk stof. De opløste uorganiske næringssaltkoncentrationer forbliver derefter generelt lave gennem sommeren på grund af fytoplanktonproduktionen.

Den årlige cyklus for næringssalte i overfladelaget (0-10 m) illustreres ved to stationer i henholdsvis Arkona Havet i Østersøen og i det nordlige Kattegat (*Figur 4.1*). Begge stationer har en udpræget årlig cyklus for DIN (nitrat+nitrit+ammonium), DIP (fosfat) og DSi (silikat) med de højeste koncentrationer i januar og februar. Forårsopblomstringen begynder i februar-marts og medfører meget lave DIN- og DIP-koncentrationer i april. DIN-koncentrationerne forblev lave gennem hele sommeren i begge områder, selvom DIP- og DSi-koncentrationerne steg hen over sommeren på grund af regenereringsprocesser. De lave koncentrationer af opløste næringssalte om sommeren bliver analyseret for deres mulighed for at begrænse produktionen i *afsnit 4.5*.



Figur 4.1 Månedlige middelmålkoncentrationer i overfladen (0-10 m) af DIN, DIP og DSi på stationer i Arkona Havet og det nordlige Kattegat.

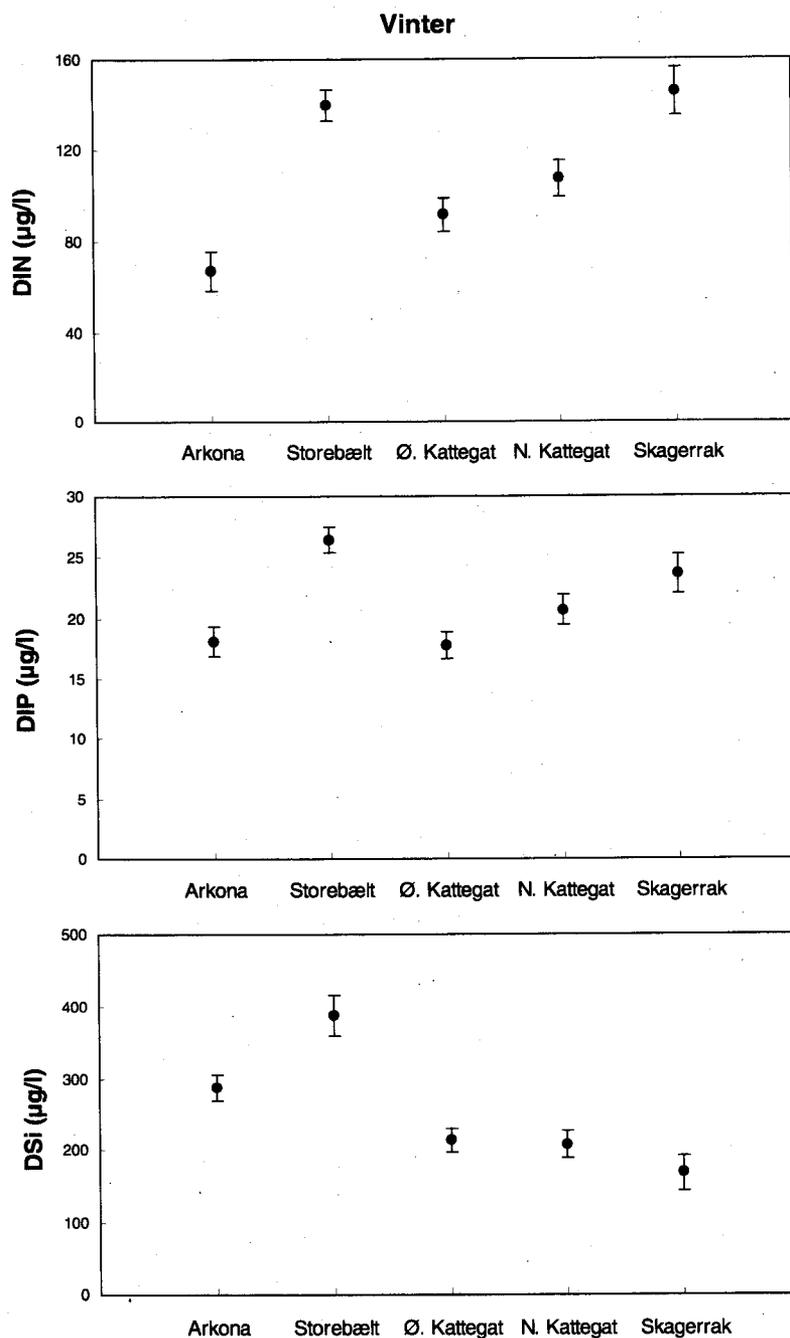
4.2 Geografisk og tidsmæssig variation

4.2.1 Geografisk variation i de indre farvande

For at reducere den rumlige variation og de komplicerede forhold ved de mange stationer, er der fokuseret på 5 stationer, som beskriver hele salinitetsgradienten, der begynder i Arkona Havet og ender i

Skagerrak. Først er koncentrationen af næringssalte i overfladen (0-10 m) om vinteren (januar-februar) undersøgt.

Middelkoncentrationer af opløst uorganisk kvælstof i overfladen om vinteren (DIN = nitrat+nitrit+ammonium) i perioden 1989-1997 varierer fra 67 til 139 $\mu\text{g/l}$, fosfatkoncentrationerne (DIP) varierer fra 18 til 27 $\mu\text{g/l}$ og silikatkoncentrationerne (DSi) varierer fra 168 til 288 $\mu\text{g/l}$ i salinitetsgradienten, som vist i *Figur 4.2*. En variansanalyse (ANOVA) blev foretaget for at undersøge, om der var signifikante forskelle mellem stationerne. Der blev i alle tilfældene fundet signifikante forskelle. Herefter blev der foretaget en Student Newman Keuls test for at finde ud af, hvilke stationer der var forskellige. I næsten alle tilfældene var alle stationerne signifikant forskellige (*Tabel 4.1*), men med kun få gennemgående mønstre mellem de forskellige variable.



Figur 4.2 Middelkoncentrationer i overfladen (1-10 m) om vinteren (januar og februar) af næringssalte i perioden 1989-1997 for opløst uorganisk kvælstof (DIN), fosfat (DIP) og silikat (DSi). Variationsbredden repræsenterer 2 gange standardafvigelsen på middelværdien og anses generelt for at være 95% konfidensgrænsen for middelværdien.

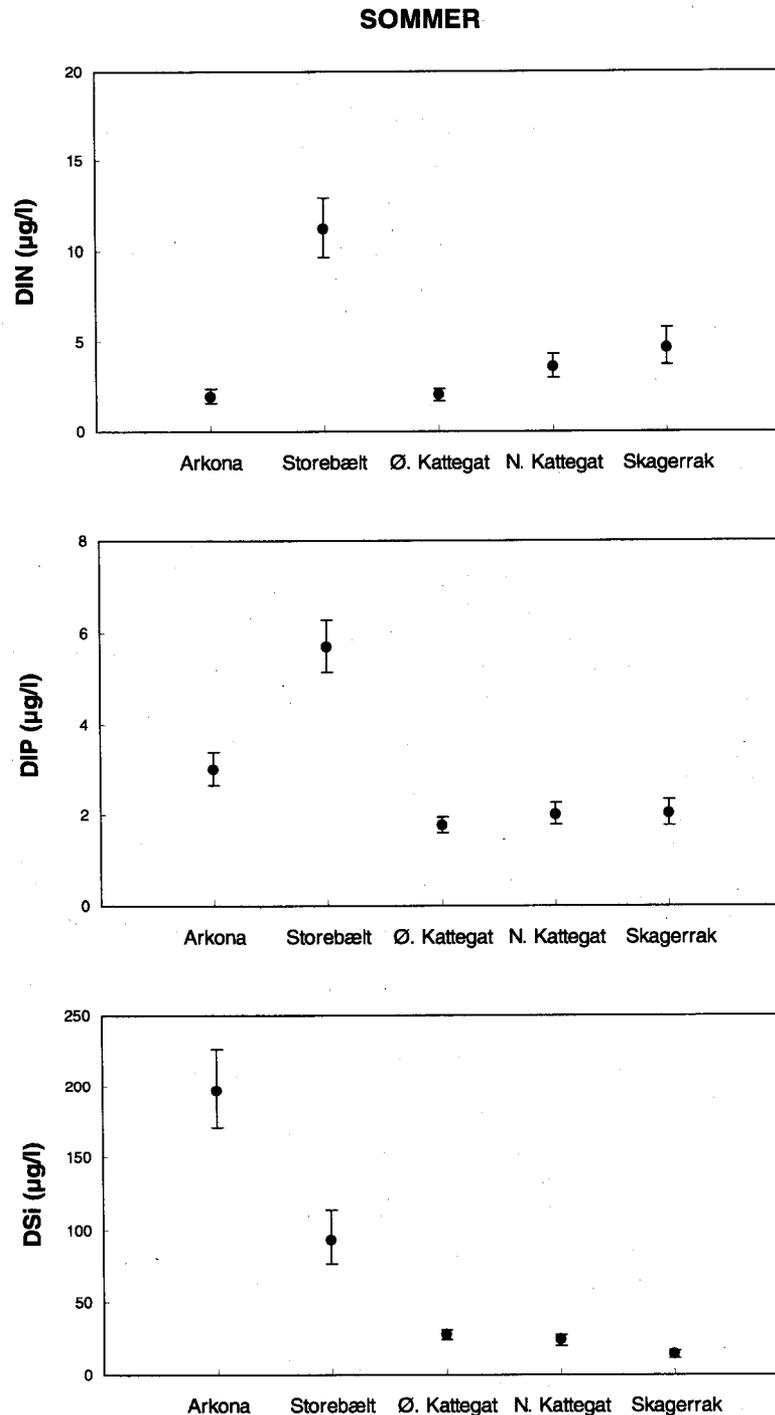
Tabel 4.1 Resultater fra Student Newman Keuls test for forskelle mellem stationer i henholdsvis vinter- og sommerperioden. Stationer, som var signifikant forskellige, er adskilt med mellemrum og stationer, som var ens, er samlet med et "+".

Vinter					
DIN	Arkona	Storebælt + Skagerrak	Ø. Kattegat	N. Kattegat	
DIP	Arkona + Ø. Kattegat	Storebælt	N. Kattegat	Skagerrak	
DSi	Arkona	Storebælt	Ø. Kattegat + N. Kattegat	Skagerrak	
TN	Arkona + N. Kattegat	Storebælt	Ø. Kattegat		
TP	Arkona + Ø. Kattegat	Storebælt	N. Kattegat		
Sommer					
DIN	Arkona + Ø. Kattegat	Storebælt	N. Kattegat + Skagerrak		
DIP	Arkona	Storebælt	Ø. Kattegat + N. Kattegat + Skagerrak		
DSi	Arkona	Storebælt	Ø. Kattegat + N. Kattegat	Skagerrak	
TN	Arkona + Storebælt		Ø. Kattegat + N. Kattegat	Skagerrak	
TP	Arkona	Storebælt	Ø. Kattegat + N. Kattegat		

Om sommeren er næringssaltkoncentrationerne lavest på grund af fytoplanktonproduktion. Middelkoncentrationerne af DIN om sommeren i overfladen i perioden 1989-97 varierer fra 2,0 til 13 µg/l, DIP-koncentrationerne varierer fra 1,7 til 6,1 µg/l og DSi-koncentrationerne varierer fra 24 til 197 µg/l langs salinitetsgradienten (*Figur 4.3*). Igen blev der fundet signifikante forskelle på alle stationer ved variansanalysen. Der blev ikke observeret noget ensartet mønster ved grupperinger af stationerne ved Student Newman Keuls test (*Tabel 4.1*). Dette er noget uventet og tyder på, at der ikke er et regelmæssigt mønster i næringssaltkoncentrationerne i de indre danske farvande. Dette kan skyldes, at de to stationer i Kattegat ligger i den østlige del og især repræsenterer det udstrømmende vand gennem Øresund, der ikke er så opblandet med Skagerrakvand og påvirket af udledninger fra land, som vandet fra Bælthavet, der hovedsageligt strømmer ud gennem det vestlige Kattegat. Kun DSi viste et ensartet mønster, hvor de højeste koncentrationer blev fundet i det mest brakke vand i Arkona Havet og de laveste koncentrationer i Skagerrak.

Næringssaltkoncentrationerne varierer meget i de indre farvande. Denne variation hænger sammen med, om en station ligger tæt på land og dermed også til næringssalttilførslerne, og da mange af stationerne ligger på lavt vand, kan bentisk regenerering have indflydelse på næringssaltkoncentrationerne. Der er dog mange andre faktorer, som påvirker denne fordeling. Nogle af disse faktorer er: dybden, hvorfra en prøve stammer fra i de øverste 10 m (DYBDE); månedlige forskelle i koncentrationerne, som er anvendt til bestemmelse af middelkoncentrationen (MÅNED); forskelle i månedskoncentrationer mellem stationer (STATION*MÅNED); variationer i koncentrationen fra år til år som skyldes kortvarige begivenheder eller langvarige udviklingstendenser (ÅR); og det faktum, at forskellige mønstre kan være til stede i forskellige år på stationerne (STATION*ÅR). Andre faktorer, som fx forskelle mellem laboratorier, blev ikke anset for at være væsentlige (forskellen mellem laboratorier anses for kun at

skyldes forskelle i prøvetagningstidspunkt og ikke analytiske forskelle). Desuden blev data fra 2 stationer puljet (Fyns Amts station 53 og DMUs station 939) i Storebælt og denne variation er heller ikke medtaget. Betydningen af ovennævnte faktorer analyseres yderligere ved hjælp af variansanalyse.



Figur 4.3 Middelkoncentrationer i overfladen (1-10 m) om sommeren (maj-september) af næringssalte i perioden 1989-1997 af opløst uorganisk kvælstof (DIN), fosfat (DIP) og silikat (DSi). Variationsbredden i figuren repræsenterer 2 gange standardafvigelsen på middelværdien og anses generelt for at være 95% konfidensinterval for middelværdien.

Boks 4.1 Variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

Koncentrationer af næringssalte, klorofyl, fytoplankton og zooplankton er i denne rapport analyseret ved hjælp af en variansanalyse. Alle disse koncentrationer er før variansanalysen blevet logaritmisk transformeret for at opnå homogen varians for residualerne i analysen. Efter variansanalysen er residualer testet for normalitet med Shapiro-Wilk's test (test af varians homogenitet).

Variationerne i koncentrationerne er splittet op i flg. effekter:

$$\log(C) = \text{STATION} + \text{MÅNED} + \text{STATION} * \text{MÅNED} + \text{ÅR} + \text{STATION} * \text{ÅR}$$

- STATION (eller OMRÅDE for klorofyl), som beskriver det generelle koncentrationsniveau for stationen (eller området).
- MÅNED, som beskriver variationen i koncentrationen mellem måneder, som er ens for alle stationer.
- STATION*MÅNED, som beskriver variationen i koncentrationer mellem måneder, som er forskellig fra station til station. Er denne effekt signifikant, betyder det, at de undersøgte stationer har forskellig variation i middel månedskoncentrationerne, dvs. forskellig årscyklus.
- ÅR, som beskriver variationen i koncentrationen mellem år, som er ens for alle stationer.
- STATION*ÅR, som beskriver variationen i koncentrationer mellem år, som er forskellig fra station til station. Er denne effekt signifikant, betyder det, at de undersøgte stationer har forskellig variation i middel årskoncentrationerne, dvs. de årlige koncentrationsniveauer er forskellige fra station til station.

Hvis STATION*MÅNED ikke er signifikant, betyder det, at alle stationer har samme årscyklus. Tilsvarende hvis STATION*ÅR ikke er signifikant, betyder det, at alle stationer har den samme variation fra år til år i middel årskoncentrationen.

Student Newman Keuls test er anvendt til at gruppere stationer med, idet middelværdierne for stationen (STATION) parvis testes i en Student rangordningstabel (se fx. Hicks 1983).

Stationer (og områder) er testet med et F-test for sammenfald ved i variansanalysen at undersøge, om de 5 effekter i modellen kan antages at være ens.

I variansanalysen blev der ikke fundet nogen væsentlige forskelle i forbindelse med dybde. Modellen blev gentaget uden DYBDE-variablen. Resultaterne af variansanalysen (forklaret i boks 4.1) er givet i Tabel 4.2. For stort set alle næringssaltsparmetre er månedsvariationen ens fra station til station (STATION*MÅNED ikke signifikant), hvorimod der er stor forskel i år-til-år variationen mellem stationer (STATION*ÅR er signifikant). Årsagen hertil er forskellig påvirkning af stationer. Variationen i næringssaltkoncentrationerne med tid er beskrevet i afsnit 4.2.3 og 4.4.

Tabel 4.2 Resultater af tresidig variansanalyse. Signifikante faktorer på et 5% signifikansniveau er markeret.

	Vinter	STATION	MÅNED	STATION*MÅNED	ÅR	STATION*ÅR
DIN		x	x		x	x
DIP		x			x	x
DSi		x	x		x	x
TN		x	x		x	¹
TP		x	x		x	x
Sommer						
DIN		x	x	x	x	x
DIP		x	x		x	x
DSi		x	x		x	x
TN		x	x		x	¹
TP		x	x		x	x

¹ Denne krydseffekt kunne ikke bestemmes og testes pga. for få TN-målinger.

4.2.2 Tidslig variation i Nordsøen

I løbet af vintermånederne januar og februar kan koncentrationen af de uorganiske næringssalte NO_3+NO_2 , PO_4 og SiO_3 langs den jyske vestkyst oftest beskrives som en lineær funktion af saliniteten. Typiske koncentrationsforløb findes i 1989 og 1995. Årene er repræsentative for h.h.v. en ringe og en god samvariation imellem næringssalt og salinitet. I 1995 er den lineære sammenhæng således udpræget, mens der er en del variation omkring de lineære forløb i 1989 (Figur 4.4). Mekanismen bag de lineære næringssaltkoncentrationsforløb er, at ferskvandstilførslen til den sydlige Nordsø reducerer saliniteten og samtidig fører en betydelig næringssaltmængde med sig, således at vinternæringssaltkoncentrationerne i Tyske Bugt er høje. Tyske Bugt vandmassen blandes efterfølgende op med Nordsøvand og danner derved den jyske kyststrøm. Vinternæringssaltkoncentrationerne reduceres således langs den jyske vestkyst gradvist samtidig med, at andelen af Nordsøvand øges. Netto-omsætningen af de uorganiske næringssalte i den østlige Nordsø har derfor kun ringe betydning for faldet i næringssaltkoncentrationen mod nord langs den jyske vestkyst i vintermånederne. Den lineære sammenhæng mellem salinitet og næringssaltkoncentration kan dog ikke anvendes til at konkludere, at næringssaltene er konservative i løbet af vintermånederne.

Den lineære regression er udført på basis af data fra DMUs februar-togter i Nordsøen i årene 1986 til 1996. Silikatdata forefindes kun for perioden 1989-1996. Amternes målinger af NO_3+NO_2 , PO_4 og SiO_2 i Vesterhavet følger overvejende det estimerede koncentrationsforløb. Amternes målinger udgør derved et godt supplement til målingerne fra DMUs februar-togter, selv om amternes data er indsamlet mere kystnært og på lidt andre tidspunkter (Nordjyllands Amt m.fl. 1998).

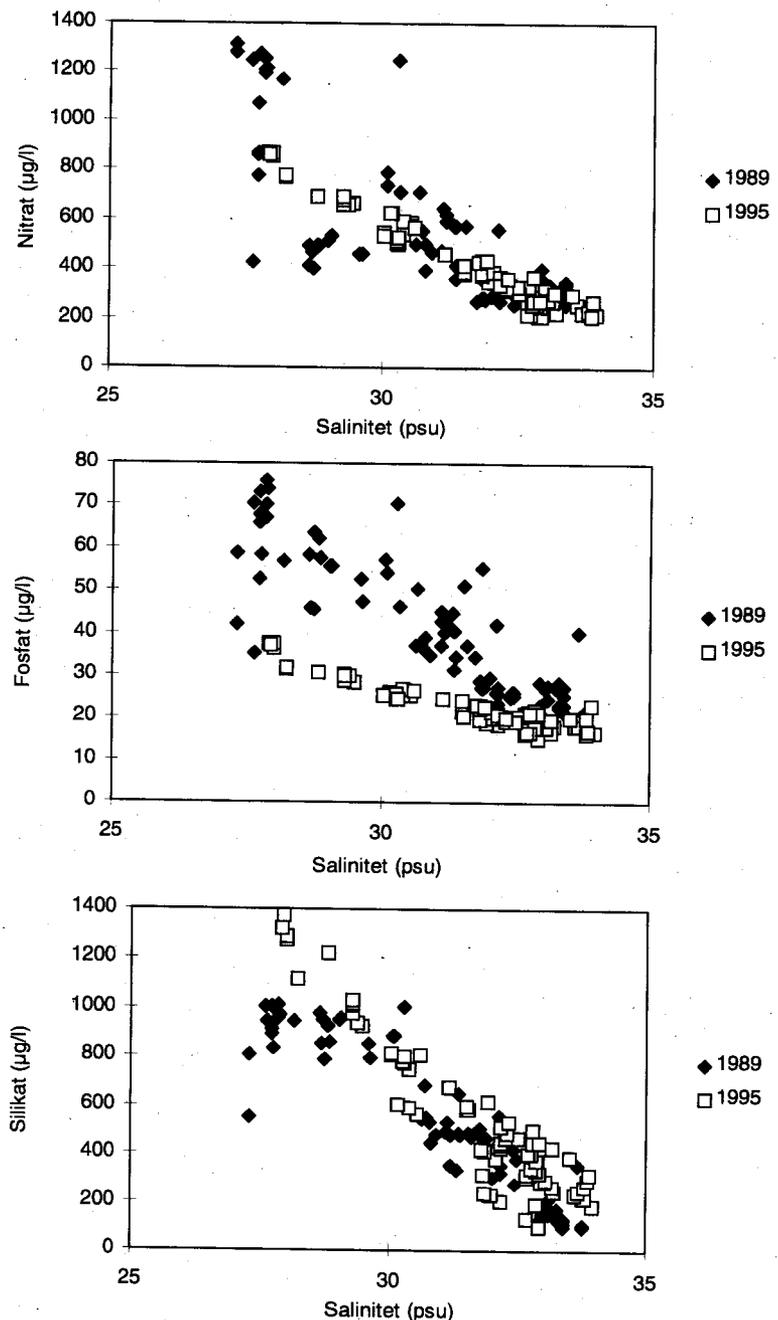
Forklaringsgraden for regressionen mellem salinitet/ NO_3+NO_2 og salinitet/ SiO_2 er gennemgående stor for perioden 1986 til 1996. Kun i enkelte år er forklaringsgraden lav. Den ringe forklaringsgrad har sandsynligvis sin årsag i, at andre vandmasser med et andet salinitets-/næringssaltforhold er tilstede i farvandet (1988 og 1989), samt at kraftige østenvinde har spredt det næringsrige vand ud over Nordsøen (1996). De lineære regressioner for observationerne af salinitet/ PO_4 har generelt en lavere forklaringsgrad end regressionerne for NO_3+NO_2 og SiO_2 . Den reducerede forklaringsgrad har formodentlig sin årsag i, at PO_4 kan indgå i en række geokemiske reaktioner, bl.a. bindes til suspenderede partikler, hvilket medfører, at den målte koncentration afhænger af mængden af suspenderet materiale i den ufiltrerede prøve.

Koncentrationsniveauet i Tyske Bugt

Den næringsrige vandmasse i Tyske Bugt er ikke entydigt fastlagt, hverken m.h.t. næringssaltkoncentration eller salinitet, idet de begge afhænger af afstrømning og næringsstofftilførsel fra land, samt hvilken Nordsøvandmasse afstrømningen er blandet op med. Næringssaltkoncentrationen ved saliniteten 25, bestemt ved den lineære regression, anvendes til diskussionen af næringssaltkoncentrationsniveauet i Tyske Bugt.

Nitrat+nitrit-koncentrationerne i Tyske Bugt har et ensartet højt koncentrationsniveau ($1300-1400 \mu\text{g l}^{-1}$) i perioden 1991 til 1994. Herefter er koncentrationsniveauet faldende (Figur 4.5). Fosfatkoncentratio-

nen har et ensartet koncentrationniveau i perioden 1986 til 1992. Herefter er koncentrationniveauet lavt ($40 \mu\text{g l}^{-1}$) i perioden 1993 til 1995. Silikatkoncentrationen fluktuerer med et niveau omkring $1300 \mu\text{g l}^{-1}$.

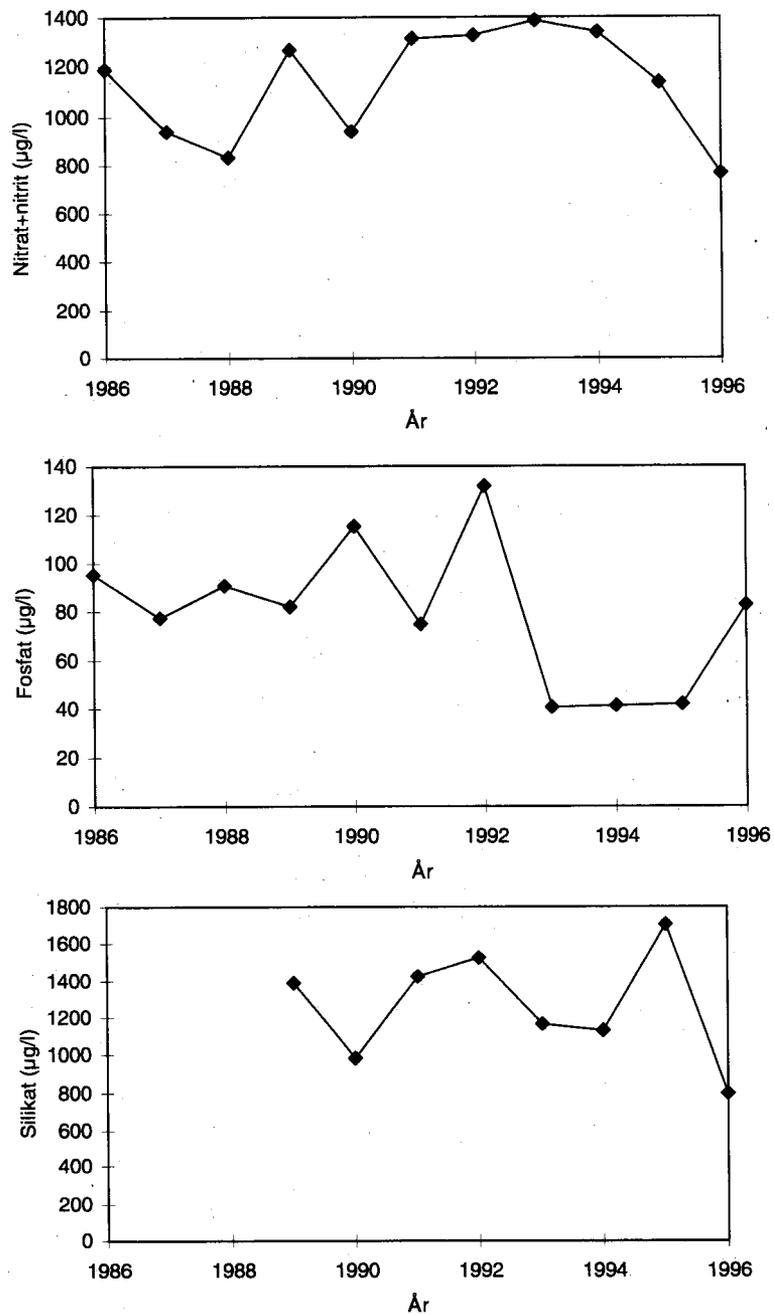


Figur 4.4 Næringssaltkoncentrationer som funktion af salinitet i den sydøstlige Nordsø i februar. Forklaringsgraderne af de lineære regressioner mellem salinitet og næringssaltkoncentration for 1989 og 1995 er hhv. 62% og 95% (nitrat+nitrit), 76% og 86% (fosfat) og endeligt 87% og 86% (silikat).

Koncentrationsniveauet i den østlige Nordsø

Hverken næringssaltkoncentration eller salinitet er godt fastlagt i den næringsfattige Nordsø vandmasse, som Tyske Bugt vandet blandes op med. Nordsø vandets salinitet sættes til 34,5 for samtlige år, uanset at den varierer fra år til år. Næringssaltkoncentrationen ved saliniteten 34,5 anvendes her som Nordsøens baggrundskoncentrationsniveau og er beregnet på basis af den lineære regression (Figur 4.4).

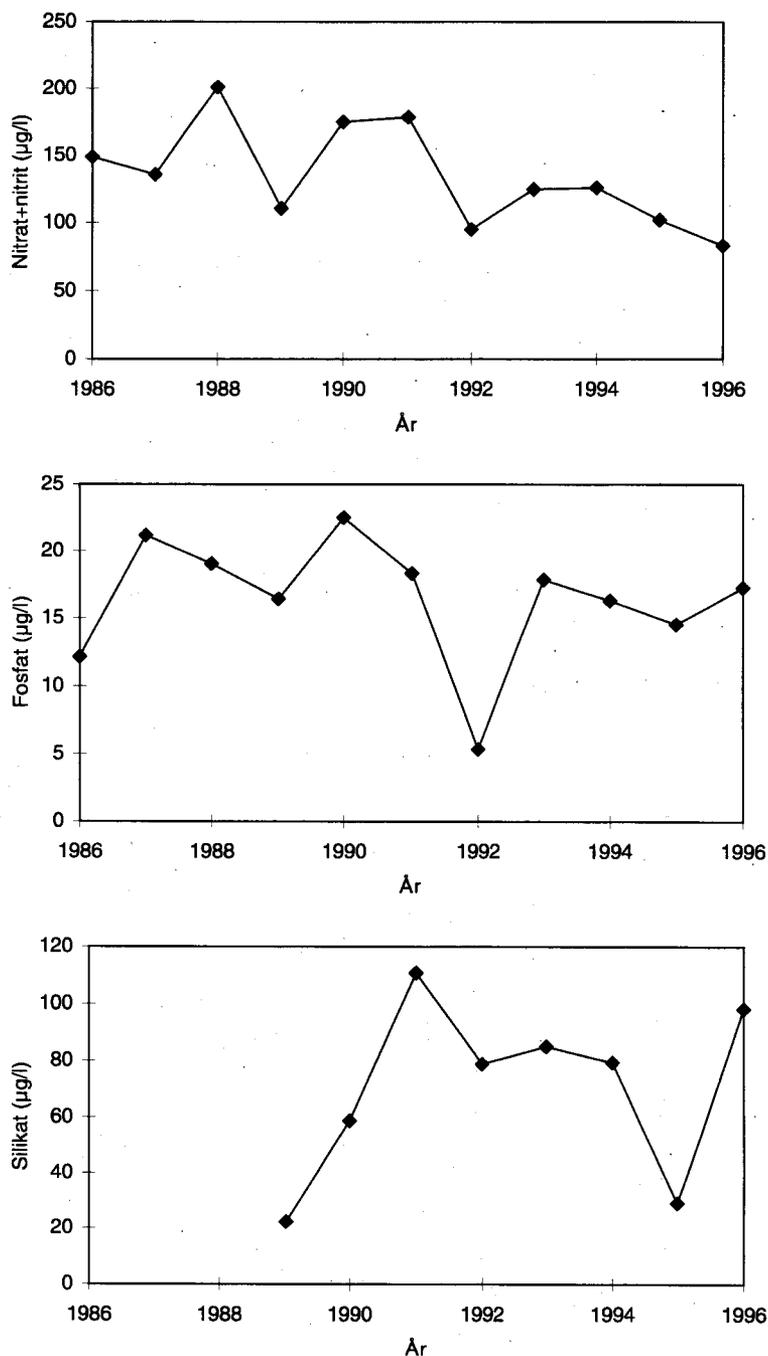
Nitrat+nitrit-koncentrationerne i den østlige Nordsø aftager svagt (fra 175 til 110 $\mu\text{g l}^{-1}$) i perioden 1986 til 1996 (Figur 4.6). Fosfatkoncentrationen har et ensartet koncentrationsniveau i hele perioden (15-20 $\mu\text{g l}^{-1}$). Eneste undtagelse herfra er den markant lave koncentration i 1992. Silikatkoncentrationen fluktuerer fra 20 til 115 $\mu\text{g l}^{-1}$.



Figur 4.5 Koncentrationsniveauer af næringssaltene i Tyske Bugt som funktion af tiden. Koncentrationsniveauerne er estimeret for saliniteten 25 psu på basis af den lineære regression mellem salinitet og næringssaltkoncentration.

Næringsstofftilførsel og vinternæringssaltkoncentrationerne

Der er ikke foretaget en analyse af koncentrationsniveauer i forhold til næringsstofftilførsler, idet datagrundlaget i opgørelserne af næringsstofftilførsler mangler udenlandske tilførsler til den sydøstlige Nordsø.



Figur 4.6 Koncentrationsniveauer af næringssaltene i den østlige Nordsø som funktion af tiden. Koncentrationsniveauet er estimeret for saliniteten 34,5 psu på basis af den lineære regression mellem salinitet og næringssalt-koncentration.

Næringssalttilførslen fra land og atmosfæren modsvarer delvist den næringssaltmængde, der observeres langs den jyske vestkyst. Derudover bidrager Nordsøvandet til næringssaltmængden langs den jyske vestkyst. I forhold til den tyske udledning af kvælstof og fosfor udgjorde den danske udledning godt 10% i året 1992 (Tabel 4.3). Dermed kan det antages, at godt 10% (eller mindre) af næringssaltmængden i blandingsvandet langs den jyske har sin oprindelse i den danske landbaserede næringsstofudledning.

Tabel 4.3 Landbaseret udledning af kvælstof (TN) og fosfat (TP) til Vesterhavet fra Danmark og de større tyske floder til Tyske Bugt.

År	TN	TP	Fordeling, TN	Fordeling, TP
	1000 tons pr. år	1000 tons pr. år	%	%
1992				
DK	25,6	0,6	13,7	8,0
Elbe	106,0	4,7	56,6	63,6
Wesser	55,6	2,1	29,7	28,4
Ems	20,7	0,4	11,1	5,4
Sum	187,2	7,4	100,0	100,0

Det nødvendige hydrografiske modelværktøj er ikke etableret til en meget detaljeret evaluering af næringssaltmængden langs den jyske vestkyst. Mere detaljerede analyser må derfor afvente det nye overvågningsprograms hydrografiske modellering. Ved hjælp af denne modellering skal bl.a. næringssaltmængder og stoftransporter langs den jyske vestkyst fastlægges.

Den månedlige atmosfæriske deposition af kvælstof (TN) i Vesterhavsområdet har en størrelsesorden på 40-90 mg TN m⁻² mdr⁻¹ i månederne januar og februar. Den resulterende koncentration i vand-søjlen er 1-3 µg TN l⁻¹, hvor den typiske vanddybde er sat til 30 m. Koncentrationsniveauet ved saliniteten 34,5 er en faktor 10 større, end hvad 3-4 måneders atmosfærisk deposition kan bidrage med. Den atmosfæriske deposition kan således ikke identificeres direkte på basis af målingerne i blandingsvandet langs den jyske vestkyst. Dermed er koncentrationsniveauet ved saliniteten 34,5 ikke domineret af den atmosfæriske deposition, men i højere grad af blandingen med øvrige vandmasser i Nordsøen.

4.2.3 Tidslig variation i de indre farvande

Næringssaltkoncentrationen estimeres som en funktion af saliniteten. Datagrundlaget udgør samtlige januar- og februarobservationer fra de åbne marine områder i årene 1975 til 1997. Repræsentative koncentrationsforløb i forhold til saliniteten findes i 1995 og i 1996 med henholdsvis høj og lav afstrømning og tilsvarende høj og lav næringsstofftilførsel (Figur 4.7 og Figur 4.8). Østersøvandets koncentrationsniveau er gennemgående ensartet, mens der med stigende salinitet observeres en øget næringssaltkoncentration og en øget spredning af data omkring middelværdikurven. I 1995 med høj afstrømning ses et bueformet kurveforløb med maksimum omkring saliniteten 20, mens der i det tørre år 1996 findes et nærmest lineært kurveforløb med væsentligt lavere næringssaltkoncentrationer ved intermediære saliniteter.

I enkelte år er specielt nitrat+nitritkoncentrationerne lave i salinitetsintervallet 20-30 psu. De lave næringssaltkoncentrationer disse enkelte år skyldes, at forårsopblomstringen er påbegyndt eller, at det saltvande ikke er påvirket af den landbaserede afstrømning. I enkelte år observeres markant høje nitrat+nitrit-koncentrationer i sali-

nitetsintervallet 32-34. Disse kan have deres oprindelse i vand fra den Tyske Bugt.

Gennemgående har næringssaltkoncentrationerne et maksimum i salinitetsintervallet 10-20 psu. I enkelte år er der dog ikke nogen overkoncentration i de indre danske farvande i salinitetsintervallet 10-20 psu (*Figur 4.8*). Her er næringssaltkoncentrationsforløbet alene domineret af blandingen mellem vandmasserne. Salinitetsnæringssaltkurverne anvendes til at estimeres vinternæringssaltkoncentrationerne i Østersø vandet (8 psu) og i det nordlige Kattegat salte vand (34 psu).

Østersø vand

Østersø vandmassens salinitet er veldefineret og de tilhørende næringssaltkoncentrationsestimater er repræsentative for den sydlige rand til de indre danske farvande.

Nordlig rand

Det er vanskeligt at fastlægge repræsentative næringssaltkoncentrationer for den nordlige rand til de indre danske farvande. Næringssaltkoncentrationen ved saliniteten 34 psu kan ikke apriori antages at være repræsentativ for de næringssalte, der tilføres de indre danske farvande gennem dets nordlige rand. Nitrat+nitrit- og forfatkoncentrationerne ved saliniteten 34 er imidlertid store. Ved at anvende disse næringskoncentrationer overvurderes betydningen af den nordlige rand, når koncentrationsniveauerne i de indre danske farvande evalueres i forhold til næringssalttransporten imellem farvandene.

Indre danske farvande

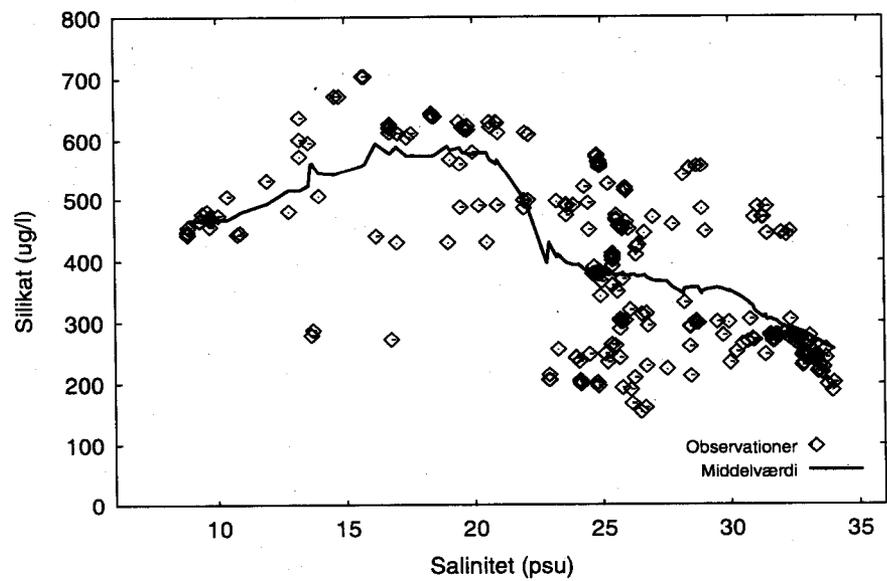
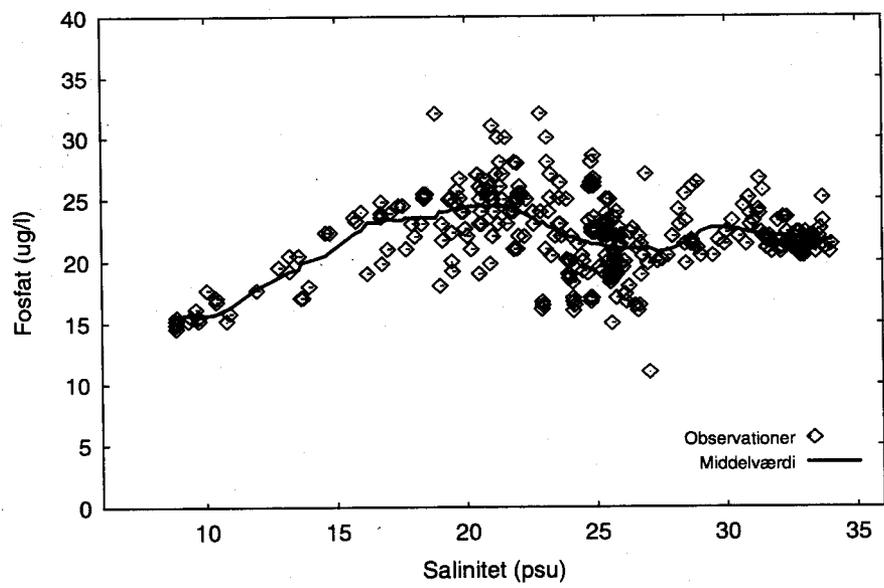
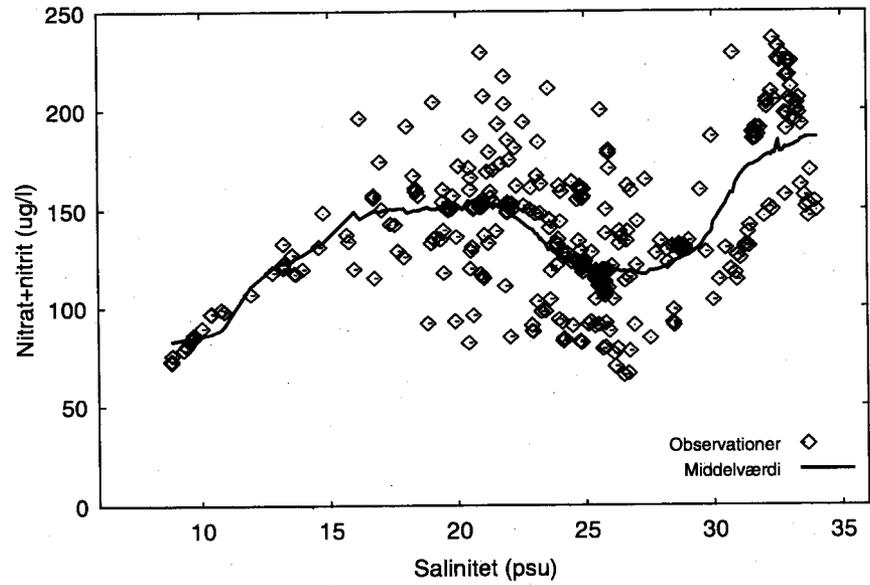
Næringssaltkoncentrationen i de indre danske farvande estimeres for salinitetsintervallet 10 til 20 psu, idet koncentrationsforløbene i dette salinitetsinterval gennemgående er ensartede for perioden 1975 til 1997. I salinitetsintervallet 20 til 30 psu er der stor forskelle i koncentrationsforløbene fra år til år. Ved at vælge salinitetsintervallet 10 til 20 psu til estimation af vinternæringssaltkoncentrationerne i de indre danske farvande, er estimaterne primært repræsentative for Bælthavet og det sydlige Kattegat.

Østersø vandets koncentrationsniveau

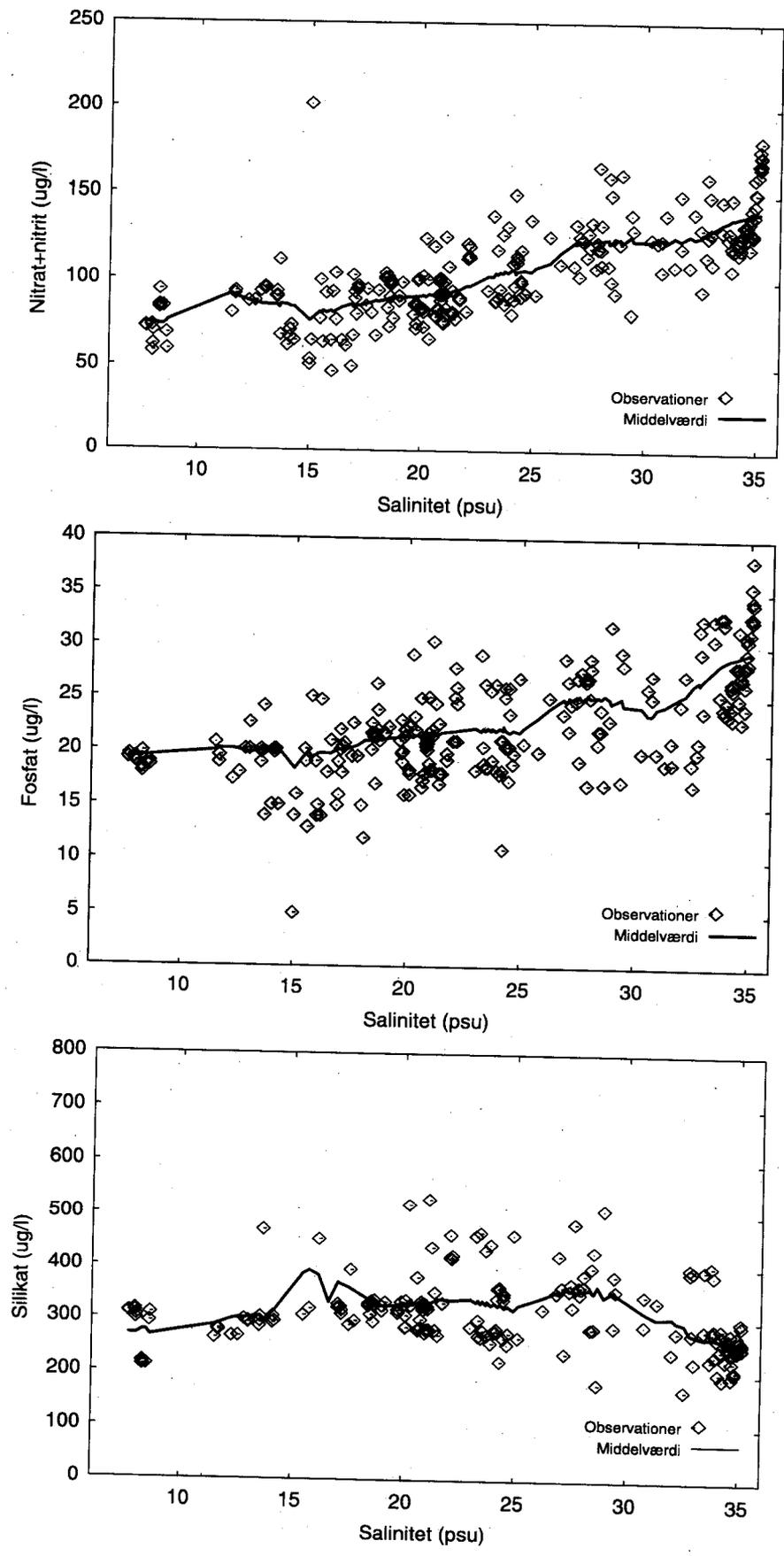
Østersø vandets koncentrationsniveau er estimeret for saliniteten 8 på basis af middelværdikurverne for årene 1975 til 1997. Nitrat+nitritkoncentrationen har et ensartet niveau i hele perioden, mens fosfatkoncentrationen er aftagende i to perioder: fra 1983 til 1988 og fra 1990 til 1997 (*Figur 4.9*). Silikatkoncentrationen flukturerer igennem perioden, dog med tendens til et fald.

Koncentrationsniveau i salt Kattegat vand

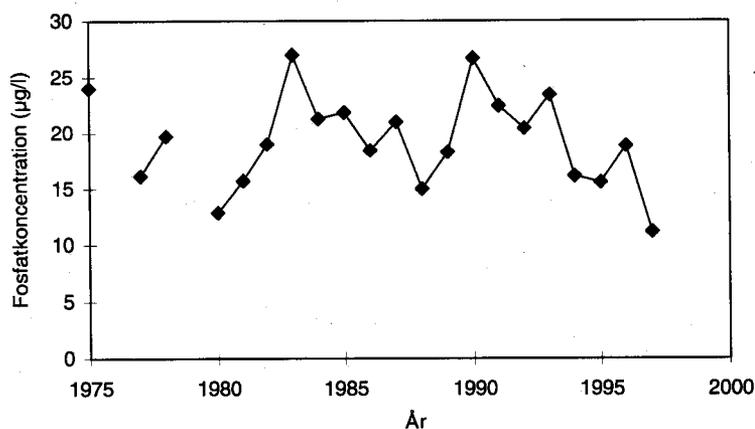
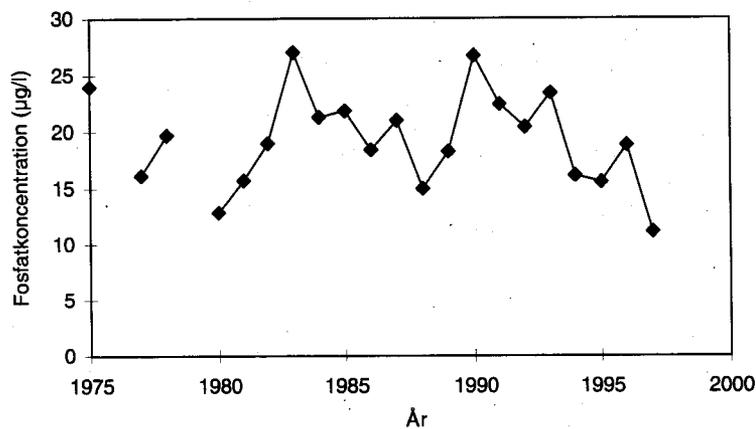
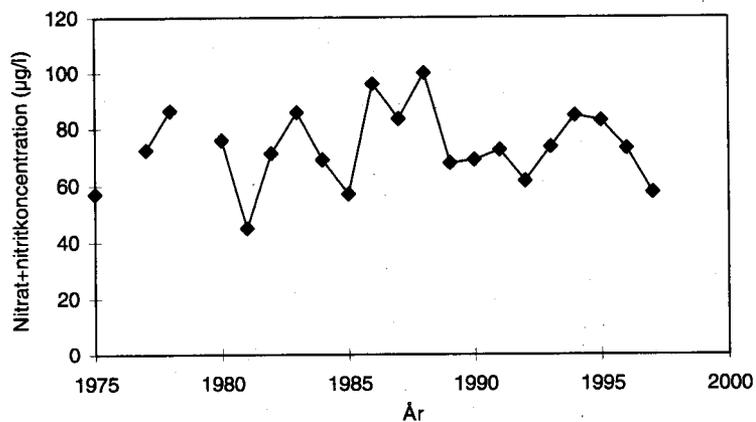
I det salte Kattegat vand (34 psu) estimeres koncentrationsniveauet tilsvarende for de enkelte år. Undtaget årene 1988 og 1995 er nitrat+nitritkoncentrationsniveauet konstant omkring $130 \mu\text{g l}^{-1}$ (*Figur 4.10*). I 1988 og 1995 er koncentrationsniveauet forhøjet ($190 \mu\text{g l}^{-1}$). Fosfat har ligeledes et ensartet koncentrationsniveau ($25-30 \mu\text{g l}^{-1}$), mens silikatkoncentrationen generelt er faldende (fra $>300 \mu\text{g l}^{-1}$ til ca. $250 \mu\text{g l}^{-1}$).



Figur 4.7 Vinternæringssaltkoncentration som funktion af salinitet i de indre danske farvande år 1995. Estimationsprocedurer kan overestimere koncentrationsniveauet i endepunkterne 8 og 34 psu.



Figur 4.8 Vinternærings saltkoncentration som funktion af salinitet i de indre danske farvande år 1996. Estimationsprocedurer kan overestimere koncentrationsniveauet i endepunkterne 8 og 34 psu.



Figur 4.9 Østersøvandets vinternærings saltkoncentrationsniveau (ved saliniteten 8 psu) i årene 1975-1997.

Koncentrationsniveau i de indre danske farvande

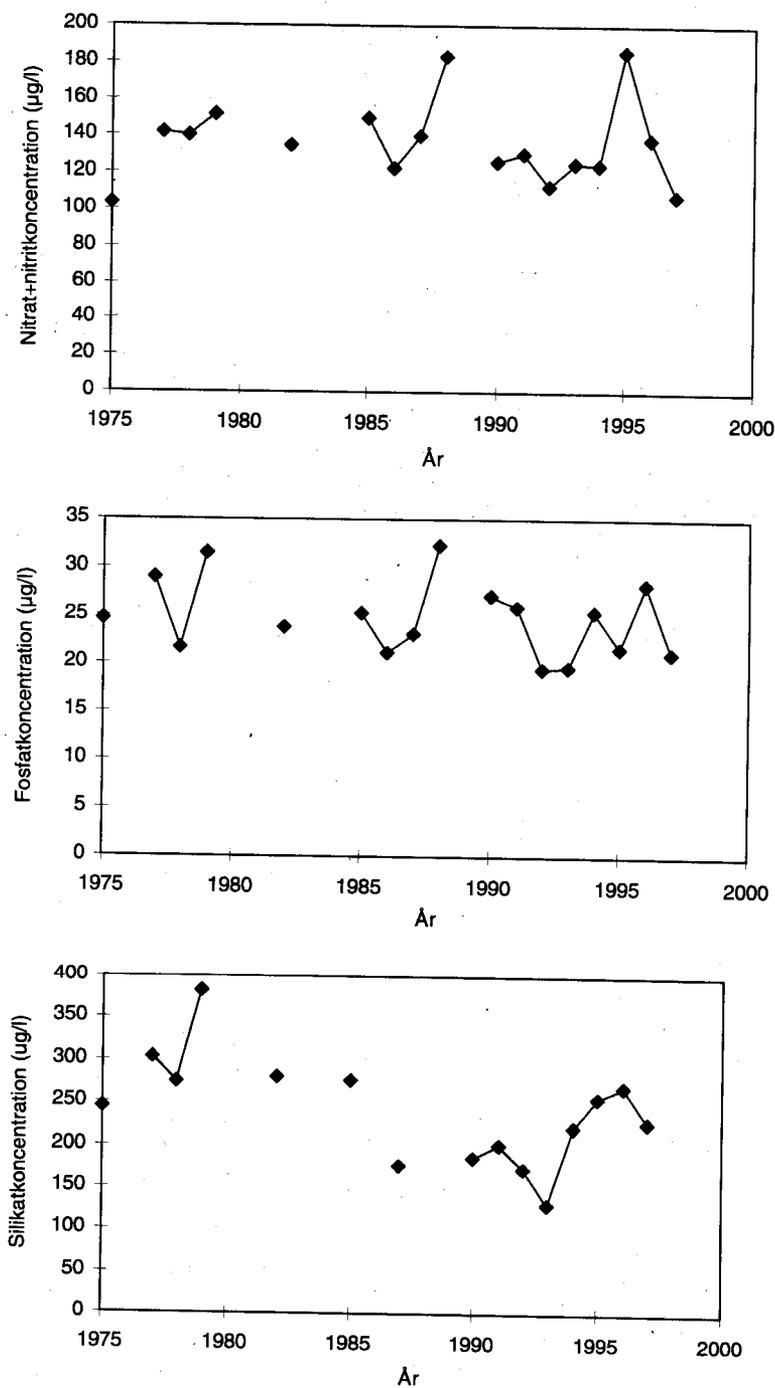
Koncentrationsniveauet i de indre danske farvande estimeres som middelværdien af middelværdikurven i salinitetsintervallet 10 til 20 psu. Nitrat+nitritkoncentrationerne er fluktuerende ($100-140 \mu\text{g l}^{-1}$), mens fosfatkoncentrationen er aftagende i perioden 1990 til 1997. Silikatkoncentrationen ($350-450 \mu\text{g l}^{-1}$) har et ensartet niveau i hele perioden, undtaget 1975 og 1995, hvor koncentrationerne er forhøjede.

Introduktion

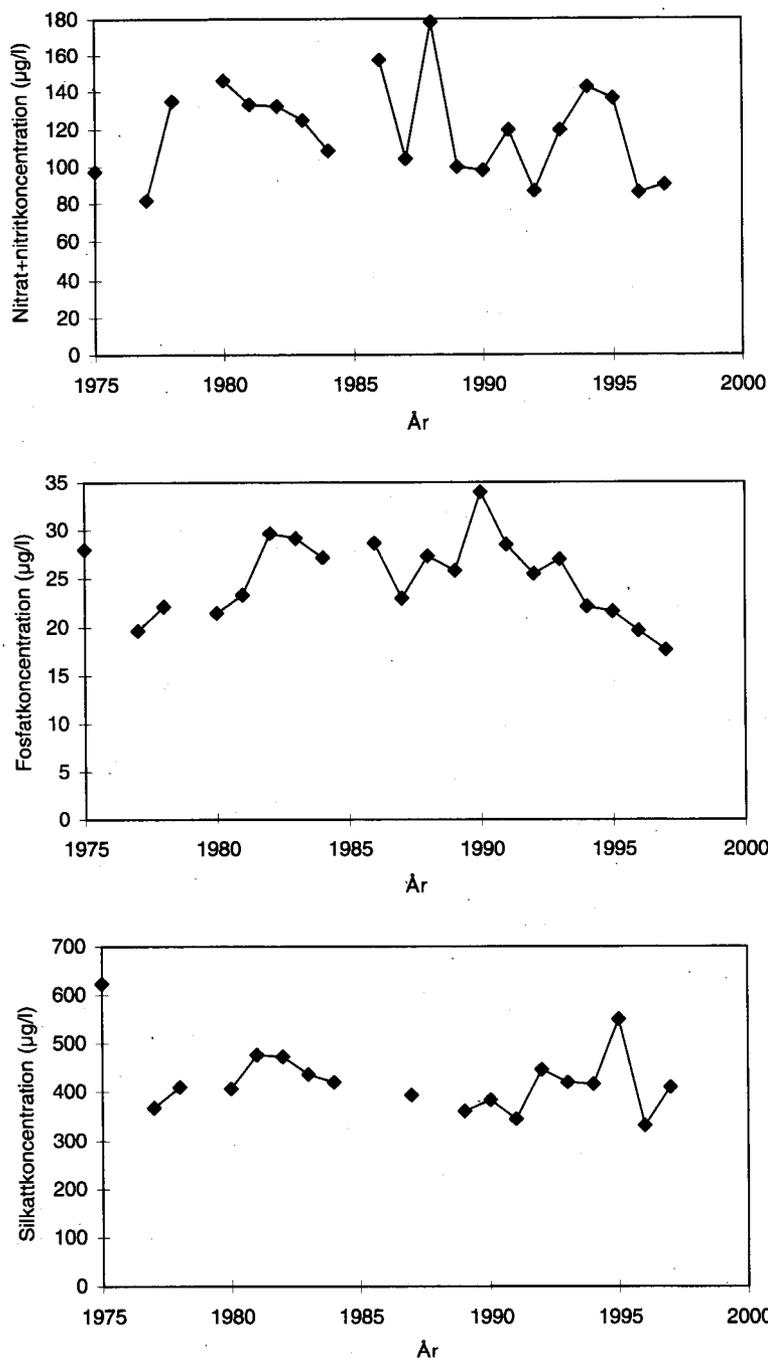
Lokalt betinget nærings saltkoncentration

Nærings saltkoncentrationer i de indre danske farvande afhænger blandt andet af vandudvekslingen med Østersøen og med Skagerrak.

De observerede næringssaltkoncentrationer kan kun anvendes som et maksimumsestimat for den lokalt betingede næringssaltkoncentration. For at evaluere, hvor stor en del af næringssaltkoncentrationen, der er lokalt betinget, beregnes det maksimale bidrag fra vandmasseblandingen. Forskellen imellem næringssaltkoncentrationerne i de indre danske farvande og det maksimale bidrag fra vandmasseblandingen giver et minimumsestimat for den lokalt betingede næringssaltkoncentration.



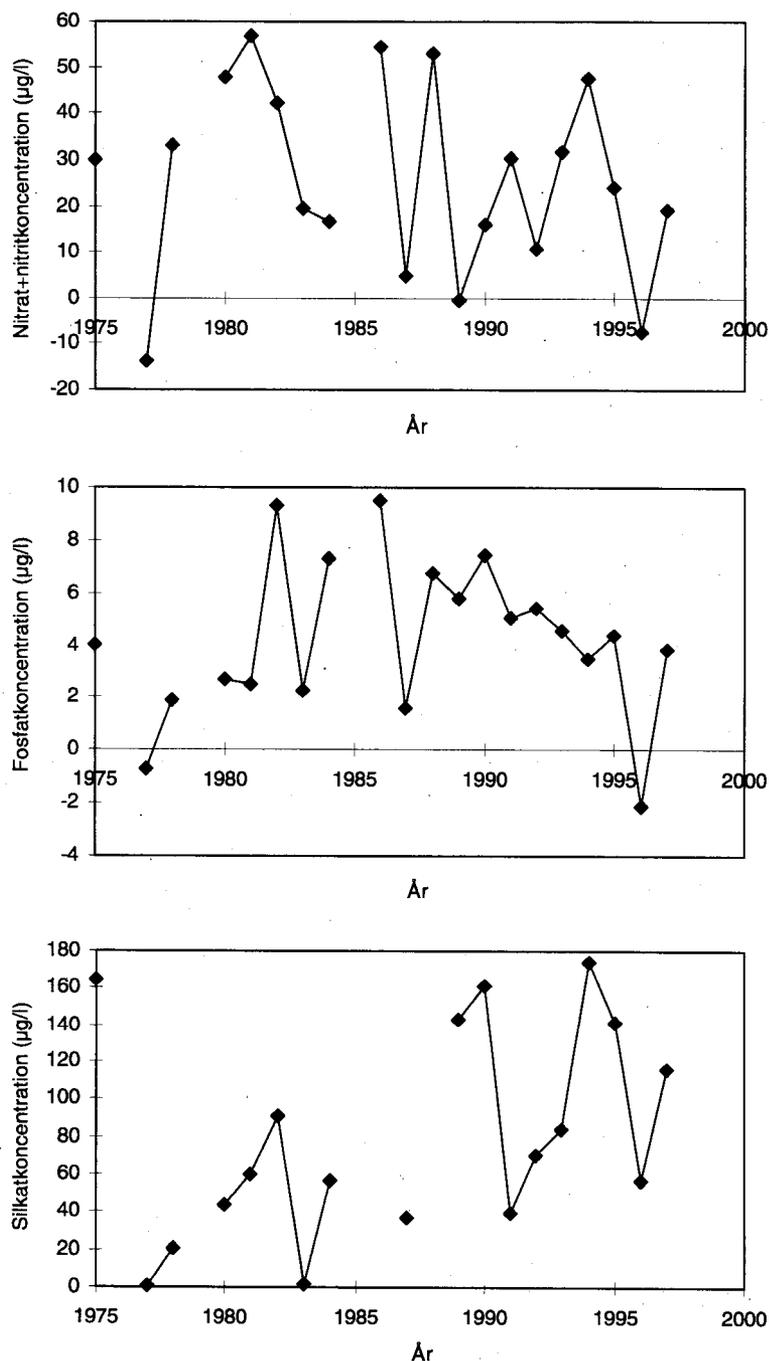
Figur 4.10 Kattegatvandets vinternæringssaltkoncentrationsniveauer (ved saliniteten 34 psu) i årene 1975-1997.



Figur 4.11 Indre danske farvandes vinternæringssaltkoncentrationsniveau i salinitetsintervallet 10-20 psu.

Det maksimale bidrag fra blandingen af Østersøvand med salt Kattegatvand findes ved at beregne den næringssaltkoncentration, som ren blanding imellem disse to vandmasser ville resultere i. Vinterkoncentrationsniveauerne for Østersøen (Figur 4.9) og for det salte Kattegatvand (Figur 4.10) fastlægger dermed blandingskurven for næringssaltene. I salinitetsintervallet 10 til 20 psu er næringssaltkoncentrationen oftest større end, hvad en blanding af vandmasser ville give anledning til. Denne overkoncentration er betinget af rent lokale forhold. Differencen mellem blandingskurven og næringssaltkoncentrationen i salinitetsintervallet 10-20 (Figur 4.11) betegnes derfor som den lokale næringssaltoverkoncentration.

Enkelte år er den lokale overkoncentration dog negativ (Figur 4.12). Det observerede næringssaltkoncentrationsniveau i de indre danske farvande er her lavere, end det koncentrationniveau en blanding imellem Østersø- og Kattegatvand ville kunne give anledning til. Blandingen af vandmasserne har i disse år ikke været tilstrækkelig til at give en markant koncentrationsforøgelse i de indre danske farvande. Yderligere har både næringsstofudledning og intern næringssaltsætning været lave i disse år.



Figur 4.12 Lokal næringssaltoverkoncentrationen i vinterperioden i de indre danske farvande (10-20 psu) i forhold til koncentrationsniveauerne ved blanding af Østersøvand og salt Kattegatvand med henholdsvis saliniteterne 8 og 34 psu.

Minimumsestimat

Den lokale overkoncentration er et minimumsestimat for den lokalt betingede koncentration. Dette har sin årsag i, at både næringsstofudledning og intern næringssaltomsætning kan øge næringssaltkoncentrationer i vintermånederne, samtidig med at blandingen imellem vandmasserne forøger næringssaltkoncentrationen fra det lave efterårsniveau.

Valg af salinitetsinterval

Et ensartet vinternæringssaltkoncentrationsforløb findes i salinitetsintervallet 10-20 psu.. Næringssaltobservationerne i salinitetsintervallet 10 til 20 i januar-februar er derfor oftest upåvirket af forårsopblomstringen. I salinitetsintervallet 10-20 er andelen af salt Kattegatvand lav. Dermed reduceres betydningen af de usikkerheder, der er forbundet med valg af den nordlige rand.

Niveauet for den lokale nitrat+nitritoverkoncentration er 20-30 $\mu\text{g l}^{-1}$, mens det er 5 $\mu\text{g l}^{-1}$ for fosfat og fluktuerende for silikat. Estimatet er et minimumsestimat over den lokalt betingede overkoncentration.

4.3 Antropogen indflydelse og vinternæringssaltkoncentrationer

4.3.1 Næringssaltkoncentration og næringssalttilførsel

Niveauerne for vinternæringssaltkoncentrationer har en markant variation årene imellem. Denne variation analyseres i forhold til opgørelserne af næringssalttilførsler, for at kunne be- eller afkræfte hypotesen om at en øget tilførsel resulterer i et øget koncentrationsniveau i de indre danske farvande.

Nitrat+nitritkoncentrationen i de indre danske farvande (10-20 psu) er korreleret til kvælstoftilførslen. Korrelationskoefficient (K) og sandsynligheden for at forkaste en hypotese om en korrelation, selv om hypotesen er sand (P), er hhv. 0.89 og 0.007. Fosfatkoncentrationen i de indre danske farvande (10-20 psu) er derimod ikke korreleret til fosfattilførslen (K = 0,50 og P = 0,26).

Korrelationsanalysen bekræfter hypotesen om, at øget lokal kvælstoftilførsel giver en øget nitrat+nitritkoncentration i de indre danske farvande. Denne hypotese kan ikke bekræftes for fosfat.

I denne analyse er der ikke taget højde for de forskellige vandmasser der er tilstede i de indre danske farvande de enkelte år. For at fastlægge betydningen af de forskellige vandmasser for korrelationsanalysen analyseres samvariationen imellem næringssaltkoncentrationerne i udvalgt vandmasser (*afsnit 4.3.2*).

4.3.2 Samvariation imellem næringssaltkoncentrationer

En del af variationen i næringssaltkoncentrationerne i vinterperioden i de indre danske farvande fastlægges gennem vandmassernes blanding. Det giver sig udtryk i, at næringssaltkoncentrationsestimaterne kan have en samvariation.

Salt Kattegatvand

Nitrat+nitritkoncentrationen i det salte Kattegatvand (34 psu) korrelerer kun svagt til nitrat+nitritkoncentrationen i de indre danske farvande (10-20 psu), mens der er ikke nogen korrelation imellem Kattegatvandets fosfatkoncentration og de indre danske farvandes fosfatkoncentration. Yderligere er der ikke nogen korrelation imellem Kattegatvandets silikatkoncentration og de indre danske farvandes silikatkoncentration.

De indre danske farvandes næringssaltkoncentrationer er således overvejende ukorreleret til koncentrationsniveauet i det salte Kattegatvand i vinterperioden.

Østersø vandet

Nitrat+nitritkoncentrationen i Østersø vandet (8 psu) korrelerer stærkt til nitrat+nitritkoncentrationen i de indre danske farvande (10-20 psu) ($K = 0,58$, $P = 0,009$). Fosfatkoncentrationen i Østersø vandet korrelerer ligeledes stærkt til fosfatkoncentrationen i de indre danske farvande ($K = 0,67$, $P = 0,002$). Endeligt korrelerer silikatkoncentrationen i Østersø vandet stærkt til silikatkoncentrationen i de indre danske farvande ($K = 0,67$, $P = 0,003$).

I vinterperioden er de indre danske farvandes næringssaltkoncentrationer således stærkt korreleret til koncentrationsniveauet i Østersø vandet. Det vil sige, når næringssaltkoncentrationen er høj i Østersø vandet findes tilsvarende en øget koncentration i de indre danske farvande. En analyse af de observerede næringssaltkoncentrationer i de indre danske farvande i forhold til fx lokal næringsstofudledning kan således være misvisende, idet koncentrationsvariationerne i Østersøen influerer på koncentrationsniveauet i de indre danske farvande.

Den indbyrdes korrelation imellem observationer fra Østersøen og de indre danske farvande er fjernet i estimatet af den lokale næringssaltoverkoncentration. Nitrat+nitritkoncentrationen i Østersøen er således ikke korreleret til den lokale overkoncentration ($K = 0,18$, $P = 0,46$). Fosfatkoncentrationen i Østersøen er således ikke korreleret til den lokale overkoncentration ($K = 0,14$, $P = 0,56$). Den lokale silikatoverkoncentration ikke korreleret koncentrationen i Østersø vandet ($K = -0,34$, $P = 0,17$).

Det medfører, at korrelationsanalysen af den lokale overkoncentration til øvrige variable som fx opgørelser af næringsstofudledninger (afsnit 4.3.3) giver direkte indblik i rent lokale forhold i de indre danske farvande. Analysen er således ikke forstyrret af næringssaltkoncentrationsniveauet i Østersø vandet.

4.3.3 Lokal næringssaltoverkoncentration og -tilførsler

Korrelationsanalysen af den lokale overkoncentration til fx opgørelser af næringsstofftilførsler giver direkte indblik i rent lokale forhold i de indre danske farvande.

Nitrat+nitrit

Den lokale nitrat+nitritoverkoncentration er positiv korreleret til kvælstofftilførslen ($K = 0,91$, $P = 0,004$) og ligeledes til ferskvandsafstrømningen ($K = 0,51$, $P = 0,026$). Ferskvandsafstrømningen er stærk

korreleret til kvælstoftilførslen og er derfor en indikator for kvælstoftilførslen fra land.

Fosfat

Den lokale overkoncentration af fosfat er positivt korreleret til fosfattilførslen ($K = 0,85$, $P = 0,01$), men ikke til ferskvandsafstrømningen ($K = 0,20$, $P = 0,42$). Korrelationen imellem fosfat overkoncentration og fosfattilførslerne bygger på et spinkelt datagrundlaget og domineres af et års markante lave fosfattilførsel. Idet ferskvandtilførslen er ringe korreleret til fosfattilførslen, kunne en høj korrelation til ferskvandsafstrømningen ikke forventes.

Silikat

Den lokale overkoncentration af silikat er ikke korreleret til ferskvandsafstrømningen ($K = -0,03$, $P = 0,89$). Det vil sige, at afstrømningen fra land sandsynligvis ikke er væsentlig for den lokale silikatkoncentration.

Det vil sige, at uafhængigt af, hvad næringssaltkoncentrationen er i det salte Kattegatvand eller det lavsaline Østersøvand, så stiger nitrat+nitritkoncentrationerne lokalt i de indre danske farvande med en øget kvælstoftilførsel til de indre danske farvande. Tilsvarende indikerer korrelationsanalysen, at fosfatkoncentrationen øges med øget fosfattilførslen. Korrelationsanalysen bekræfter således hypotesen om, at den lokale næringssaltudledning har en indflydelse på vinternæringssaltkoncentrationsniveauet i de indre danske farvande.

4.4 Udvikling

Den tidlige udvikling i vinter- (januar-februar) og sommerkoncentrationer (maj-september) i overfladevandet er analyseret med Kendall- τ tests på næringsstofferne nitrat+nitrit, ammonium, totalkvælstof, fosfat, total-fosfor og silikat af amterne på amtsstationerne og af DMU på DMU-stationerne for perioden 1989-97 og for længere perioder, hvor længere tidsserier findes.

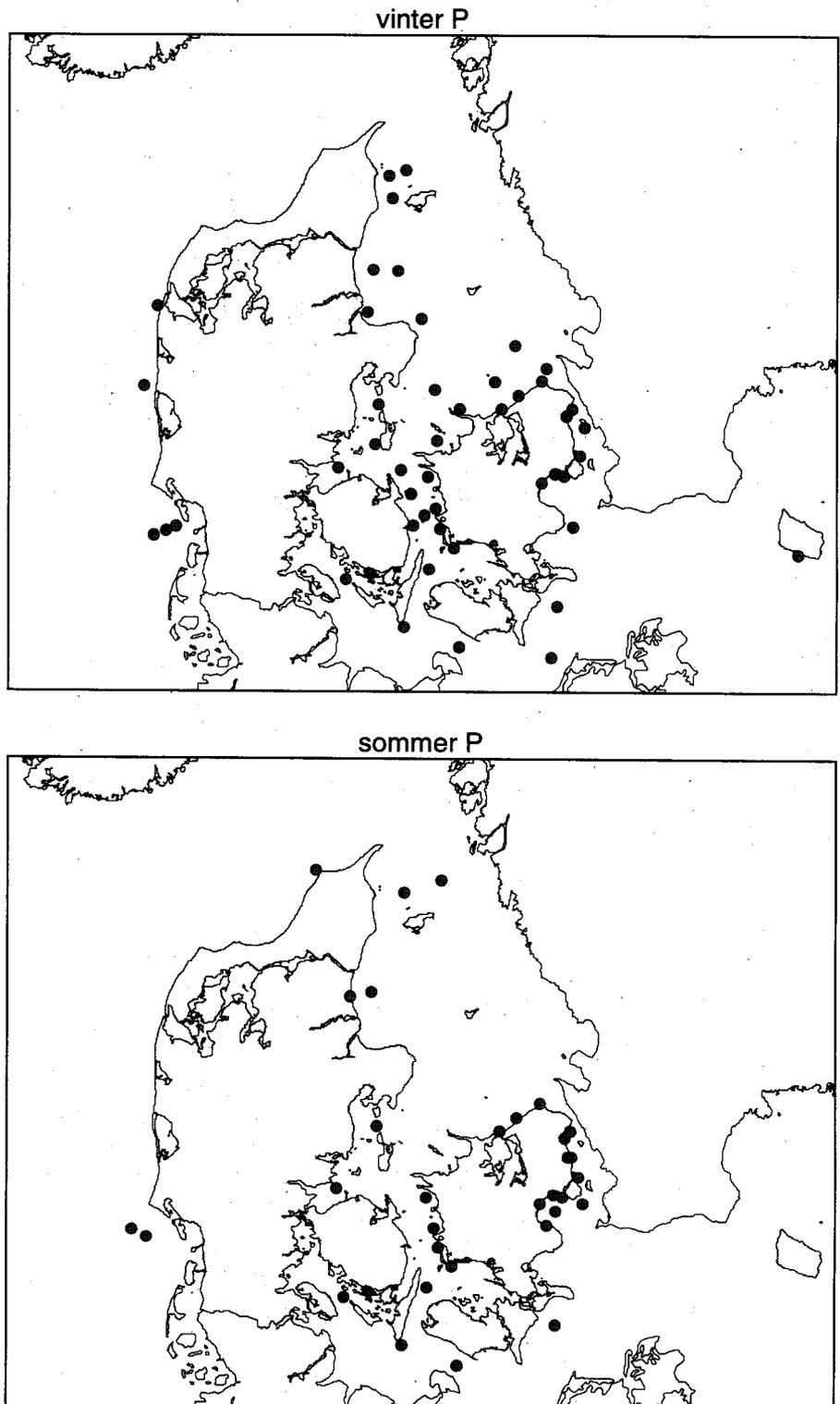
Signifikant fald i fosforkoncentrationer

Analyserne viser et entydigt signifikant fald i vinterkoncentrationerne af fosfat og/eller total-fosfor i perioden 1989-97 i Øresund, Bælthavet og det sydlige og vestlige Kattegat, samt på få kystnære stationer i Nordsøen, men ikke i det østlige Kattegat og Arkona Havet (Figur 4.14). Også sommerkoncentrationerne af fosfor udviser et entydigt signifikant fald i perioden 1989-97 i samme områder som vinterkoncentrationerne, men generelt kun på kystnære stationer (Figur 4.13). Faldet i fosforkoncentrationer skyldes sandsynligvis den reducerede fosforudledning fra spildevand. Selv i dele af Kattegat er fosforkoncentrationen faldet til trods for, at fosfortilførslen til Kattegat ikke er faldet signifikant pga. eksport fra fjordenes sedimentpuljer. Faldet kan skyldes, at overfladevandet i Kattegat er domineret af udstrømmende vand med reduceret fosforindhold fra Bælthavet og Øresund.

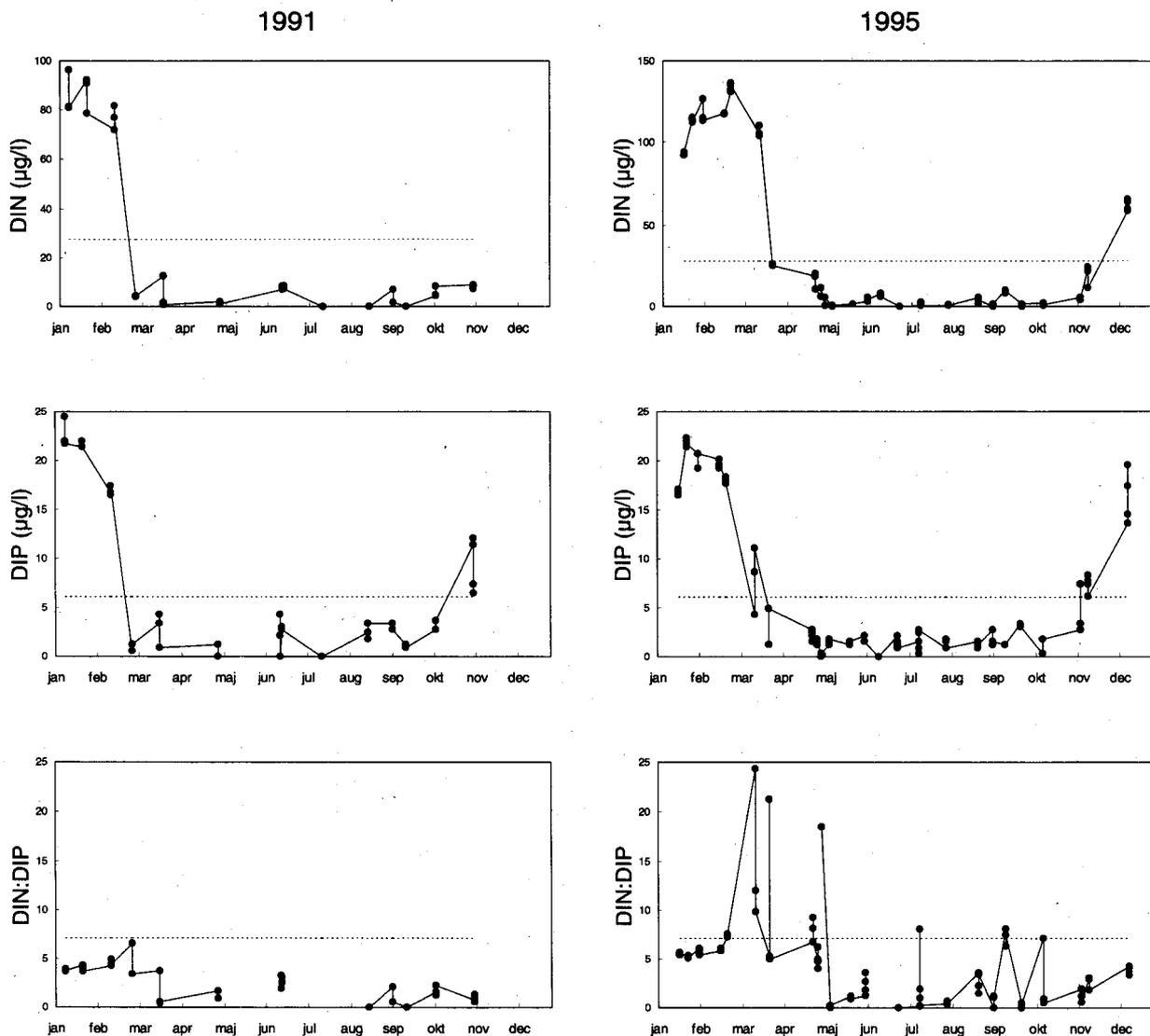
Svag faldende kvælstofkoncentrationer

Der er ingen signifikant udvikling i vinterkoncentrationen af de dominerende kvælstofnæringsalte nitrat+nitrit, hverken i perioden 1989-97 eller ved indragelse af lange tidsserier. Størstedelen af de undersøgte stationer udviser en faldende tendens, som ikke er statistisk signifikant. Enkelte stationer udviser et signifikant fald i vinter-

koncentrationerne af ammonium og/eller total-kvælstof. Der er ikke en entydig forklaring på dette, men det kan delvis skyldes forbedret analysekvalitet i forbindelse med stigende bevidsthed om, at disse prøver let kontamineres, og dels lav afstrømning og dermed lav kvælstoftilførsel i 1996 og 1997.



Figur 4.13 Stationer i åbne danske farvande hvor der i perioden 1989-97 ved Kendall Tau analyse er observeret signifikant faldende koncentrationer af fosfat og/eller total-fosfor i overfladelaget i henholdsvis vinter- (januar-februar) og sommerperioden (maj-september).



Figur 4.14 Opløst uorganiske kvælstofkoncentrationer (DIN), fosfatkoncentrationer (DIP) og DIN:DIP forholdet. De stiplede linjer i DIN- og DIP-figurerne viser halvmætningskonstanterne og den stiplede linje i DIN:DIP plottet er Redfields nøgletal. Der er vist to eksempler fra stationen i det nordlige Kattegat for årene 1991 og 1995.

Vedrørende sommerkoncentrationen af nitrat+nitrit i perioden 1989-97 udviser tre stationer et signifikant fald og én en stigning. Dette kan statistisk set være et artefakt. Inddrages længere tidsserier er billedet for de indre farvande det samme, men der ses et signifikant fald i det åbne Skagerrak og åbne Arkona Hav. Sommerkoncentrationerne af ammonium og total-kvælstof udviser ligesom vinterkoncentrationerne et signifikant fald på enkelte stationer i perioden 1989-97. Inddrages længere tidsserier ses et fald i ammoniumkoncentrationen på flere stationer. Der er altså overvejende faldende tendenser i både vinter- og sommerkoncentrationen af især ammonium og total-kvælstof, men også i sommerkoncentrationen af nitrat+nitrit, som foruden forbedret analysekvalitet kan skyldes den lave udledning i 1996 og 1997.

Faldende
silikatkoncentrationer

Vinterkoncentrationen af silikat er i perioden 1989-97 faldet signifikant på enkelte stationer i Storebælt. Inddrages længere tidsserier ses

også et fald i Arkona Havet, Øresund og det østlige Kattegat, samt på et par stationer i Nordsøen nord for Ringkøbing Fjord. I sommerkoncentrationerne af silikat ses i perioden 1989-97 et signifikant fald på enkelte stationer i Bælthavet og en station ved Hanstholm. Det kunne forventes, at silikatkoncentrationerne ville udvise et fald på et større antal stationer i de åbne danske farvande end tilfældet er, idet andre analyser har påvist et signifikant fald i Østersøen (Sandén et al. 1991), Kattegat (HELCOM 1996) og den sydøstlige Nordsø (Conley et al. 1993). Muligvis er tilførsel fra remineralisering af silikat i sedimentet i de relativt lavvandede danske farvande årsag til det svagere fald i silikatkoncentrationerne i forhold til tilstødende farvande. Faldet i silikatkoncentrationerne skyldes sandsynligvis øget kiselalge vækst og sedimentation både i søer og marine områder pga. øget eutrofiering, hvorved silikat fjernes fra vandet (Conley et al. 1993).

4.5 Næringssaltbegrænsning

Forskellige specifikke indikatorer har været anvendt i havforskningen for at bestemme næringssaltbegrænsning, herunder fytoplanktons fysiologiske tilstand, forholdet mellem uorganiske næringsstoffer og deres koncentrationer, sammensætningen af fytoplankton og forskellige bioassays og mål for vækst af fytoplankton. Som beskrevet af adskillige forfattere, er det nødvendigt at anvende en række eksperimentelle fremgangsmåder for at vurdere næringssaltbegrænsning (fx Howarth 1988). En meget enkelt fremgangsmåde er at undersøge de tidsperioder, hvor næringssaltkoncentrationerne er under den teoretiske halvmætningskonstant (K_s) for optagelse og derefter sammenligne forholdet med det, der kan forventes fra Redfields nøgletal. Derved tages ikke hensyn til, at den afgørende faktor ikke er den absolutte koncentration men tilførselsraten, dvs. den hastighed hvormed næringsalte regenereres, opblandes og tilføres og bliver tilgængelige for algerne. Selv om den valgte fremgangsmåde er primitivt, så har denne vist sig at være en god måde at bestemme hvilke næringsalte, der er mest begrænsende for fytoplankton (Gallegos and Jordan 1997). De K_s -værdier der oftest bruges er: 28 $\mu\text{g/l}$ ($2\mu\text{M}$) for DIN, 6,2 $\mu\text{g/l}$ ($0,2\mu\text{M}$) for DIP og 56 $\mu\text{g/l}$ ($2\mu\text{M}$) for DSi (Fisher et al. 1992). Nøgletallene fra Redfield er 7 for DIN:DIP, 2 for DSi:DIN og 32 for DSi:DIP på vægtbasis. Disse K_s -værdier og koncentrationer er middelværdier for fytoplanktonsamfundet, hvor værdierne kan variere kraftigt fra art til art. Det er ligeledes vigtigt at bemærke, at denne analyse kun identificerer én specifik næringssaltskomponent som værende den begrænsende, hvorimod der ofte er tale om, at flere næringsalte er begrænsende.

De fem stationer, der er anvendt i den geografiske analyse af næringssaltfordelingerne, er også undersøgt for næringssaltbegrænsning. Da der er en stor variation fra år til år i næringssaltkoncentrationerne, blev hvert enkelt år undersøgt for koncentrationer af de vigtigste opløste uorganiske næringsalte (DIN, DIP og DSi) og de tilhørende nøgletal. Det fremgik, at DIN- og DIP-koncentrationerne var mindre i 1991 end K_s fra sidst i februar, hvorimod den potentielle begrænsning i 1995 begyndte midt i marts, og i begge år fortsatte gennem hele sommeren og langt hen på efteråret. Selvom begge næringsalte havde potentielt begrænsende koncentrationer, så antyder

Redfield nøgletallene, at DIN altid var vigtigere for fytoplanktonbegrænsningen i 1991, hvorimod DIP-koncentrationerne i 1995 var vigtigere end DIN sidst i februar og først i april efterfulgt af en dominans af DIN-begrænsning.

På stationen i Arkona Havet i Østersøen var DIN-koncentrationerne hele tiden under K_s fra marts/april indtil oktober/november i perioden 1989-97. DIP-koncentrationerne faldt gennem overvågningsperioden med koncentrationer under K_s -værdien i perioden juni-august i begyndelsen af 1990'erne, og denne periode øgedes til maj-oktober ved slutningen af overvågningsperioden. Forholdet mellem nærings-saltene viste dog, at DIN altid var begrænsende i Arkona Havet. DSI-koncentrationerne var aldrig begrænsende på denne station.

På stationen i Storebælt var DIN-koncentrationerne hele tiden under K_s fra marts/april indtil oktober i perioden 1989-1997. DIP-koncentrationerne faldt gennem hele undersøgelsesperioden med DIP-koncentrationer under K_s -værdien i april-maj i begyndelsen af 1990'erne og denne periode øgedes fra marts til september i slutningen af undersøgelsesperioden. Forholdet mellem nærings-saltene viste dog, at DIN var det mest begrænsende nærings-salt i Storebælt, selvom der i korte perioder også blev observeret DIP-begrænsning. Desværre findes der kun få data for DSI for denne station, så det har ikke været muligt at vurdere muligheden for DSI-begrænsning.

Der blev fundet tilsvarende resultater for de to stationer i Kattegat. DIN-koncentrationerne var konstant under K_s fra april til oktober i perioden 1989 - 1997. DIP-koncentrationerne var under K_s -værdien fra april til oktober i de fleste år med en enkelt periode i marts, hvor de var under niveauet, der anses for at være potentielt begrænsende. Forholdet mellem nærings-saltene antyder, at DIN var det mest begrænsende nærings-salt det meste af tiden, selvom det var relativt almindeligt, at der var korte perioder, hvor potentiel DIP-begrænsning blev observeret om foråret (Figur 4.14). DSI-koncentrationerne var normalt under K_s -værdien om foråret (april og maj), men lave DSI-koncentrationer blev også fundet gennem hele undersøgelsesperioden, somme tider om sommeren og somme tider om efteråret. Redfields nøgletal tyder på, at når DSI-koncentrationerne var lave, så var DSI det mest begrænsende nærings-salt for andelen af kiselalger i fytoplanktonsamfundet.

De største variationer i nærings-saltkoncentrationerne og -forholdene blev observeret på stationen i Skagerrak. Dette kan skyldes, at stationen ligger på lavt vand (ca. 25 m), og at den af og til tilføres høje nærings-saltkoncentrationer fra den jyske kyststrøm. Generelt var DIN-koncentrationerne under K_s -værdierne fra april/maj til september/oktober hvert år, DIP-koncentrationerne var under K_s -værdierne fra april/maj til september, og DSI-koncentrationerne var under K_s -værdierne især om foråret. Nærings-saltforholdene tyder på, at DIN var det mest begrænsende nærings-salt i størstedelen af perioden med nogle få tidsperioder, hvor DIP og DSI var de mest potentielt begrænsende nærings-salte.

Sammenfattende synes DIN det meste af tiden at være det mest potentielt begrænsende nærings-salt i de indre danske farvande. Denne

analyse udelukker ikke, at både DIN og DIP samtidig er begrænsende, idet begge koncentrationer kan være lave og under K_s-værdierne angivet for fytoplankton samfundet som helhed (Fisher et al. 1992). Der har været få perioder med potentiél DIP- og/eller DSi-begrænsning i kiselalgeproduktionen. Hvis DIP-koncentrationerne fortsætter med at falde, som observeret i afsnittet om udvikling (afsnit 4.4), kan det blive interessant at se, om DIP bliver relativt mere begrænsende over en længere periode (fx for primærproduktion).

4.6 Sammenfatning

Næringsstofkoncentrationerne i overfladelaget i de danske farvande udviser store geografiske, sæsonmæssige og år til år variationer. Generelt er de uorganiske næringsstofkoncentrationer høje om vinteren (januar-februar) og meget lave i foråret (april-maj). Nitrat+nitrit forbliver lavt frem til oktober, mens fosfat og silikat stiger hen over sommeren.

Vesterhavet

Koncentrationen af nitrat+nitrit og silikat i Vesterhavet følger i vintermånederne overvejende en blandingslinje for to vandmasser. Disse to vandmasser er Tyske Bugt vand med lav salinitet og høj næringsstofkoncentration og Nordsø vand med høj salinitet og lav næringsstofkoncentration. Mindre end 10% af næringssaltmængden langs Vestkysten kan antages at have sin oprindelse i dansk landbaseret udledning. Yderligere er koncentrationen af nitrat+nitrit i de danske vandløb af samme størrelsesorden, som koncentrationsniveauet i de kontinentale floder. Dermed kan det danske bidrag kun vanskeligt identificeres entydigt i målingerne af nitrat+nitrit og silikat langs den jyske vestkyst.

Indre farvande - geografisk variation

Der er signifikante forskelle både vinter og sommer i koncentrationerne af næringssalte mellem stationer langs salinitetsgradienten fra Arkona Havet gennem de indre farvande til Skagerrak.

Variationerne i Østersøens, men ikke i det salte Kattegatvands, næringssaltkoncentrationer viser sig i de indre danske farvande, idet der er en positiv korrelation imellem Østersøkoncentrationen og næringssaltkoncentrationen i de indre farvande. Korrelationsanalysen bekræfter således hypotesen om, at næringssaltkoncentrationerne i de indre farvande delvist fastlægges af koncentrationsniveauerne i Østersø vandet. Denne samvariation imellem koncentrationsniveauerne i Østersøen og i de indre danske farvande er fjernet i estimatet af den lokale næringssaltoverkoncentration.

Den lokale næringssaltoverkoncentration i de indre danske farvande er således uafhængig af næringssaltkoncentrationerne i Østersø vandet og i det salte Kattegatvand (Skagerrakvand). Den lokale næringssaltoverkoncentration er således en god variabel til at evaluere de lokale forhold i de indre danske farvande, herunder udledningerne til disse.

Lokal overkoncentration betinget af lokal tilførsel

Den lokale nitrat+nitritoverkoncentration er positivt korreleret til kvælstoftilførslen og ferskvandsafstrømningen til de indre danske farvande. Den lokale fosfatoverkoncentration er positiv korreleret til

fosfertilførslen, men ikke til ferskvandsafstrømningen. Korrelationsanalysen bekræfter således hypotesen om, at den lokale næringssalt-overkoncentration i de indre danske farvande fastlægges af den direkte tilførsel af kvælstof og fosfor til de indre farvande.

Langtidsudvikling

Analyser af udviklingen i vinter- og sommerkoncentrationer af næringsstoffer i overfladen i de indre åbne farvande i perioden 1989-98 viser et entydigt signifikant fald i fosforkoncentrationerne, undtagen i det østlige Kattegat og Arkona Havet. Der er i samme periode et svagt fald i kvælstofkoncentrationerne, især ammonium og totalkvælstof. Endelig er silikatkoncentrationerne faldet over en længere periode end 1989-97 pga. øget kiselalgevækst i forbindelse med den øgede eutrofiering.

Næringssaltbegrænsning

Kvælstof synes det meste af tiden at være det mest potentielt begrænsende næringssalt for primærproduktionen i de indre danske farvande. Der har været få perioder med potentiel fosforbegrænsning, ligesom der har været perioder med silikatbegrænsning af kiselalgeproduktionen.

5 Pelagisk biologi

Opfattelsen af den pelagiske fødekædestruktur har ændret sig markant inden for de sidste årtier. Fra tidligere at have beskrevet omsætningen i havet med en simpel lineær fødekæde, hvor fytoplankton bliver omsat af stort zooplankton (vandlopper) der igen udgør fødegrundlaget for fisk, har man i dag et meget mere nuanceret syn på det marine fødenet. Nye teknikker dokumenterede i løbet af 1980'erne, at bakterier og encellede græssere er ansvarlige for en væsentlig del af omsætningen i de fri vandmasser. Undersøgelser af plankton sammensætningen viser, at protozoer (ciliater og heterotrofe dinoflagellater) i perioder er et væsentlig element i det marine fødenet (Hansen 1991, Nielsen & Kiørboe 1994). Til forskel fra fytoplankton og det store zooplankton (fx Berg & Radech 1985) er det imidlertid ikke endnu dokumenteret, at bakterier og protozoer er gode indikatorer for ændringer i havets miljøtilstand. Overvågningen i åbne farvande omfatter derfor kun fytoplankton og mesozooplankton.

5.1 Plankton succession i de indre danske farvande

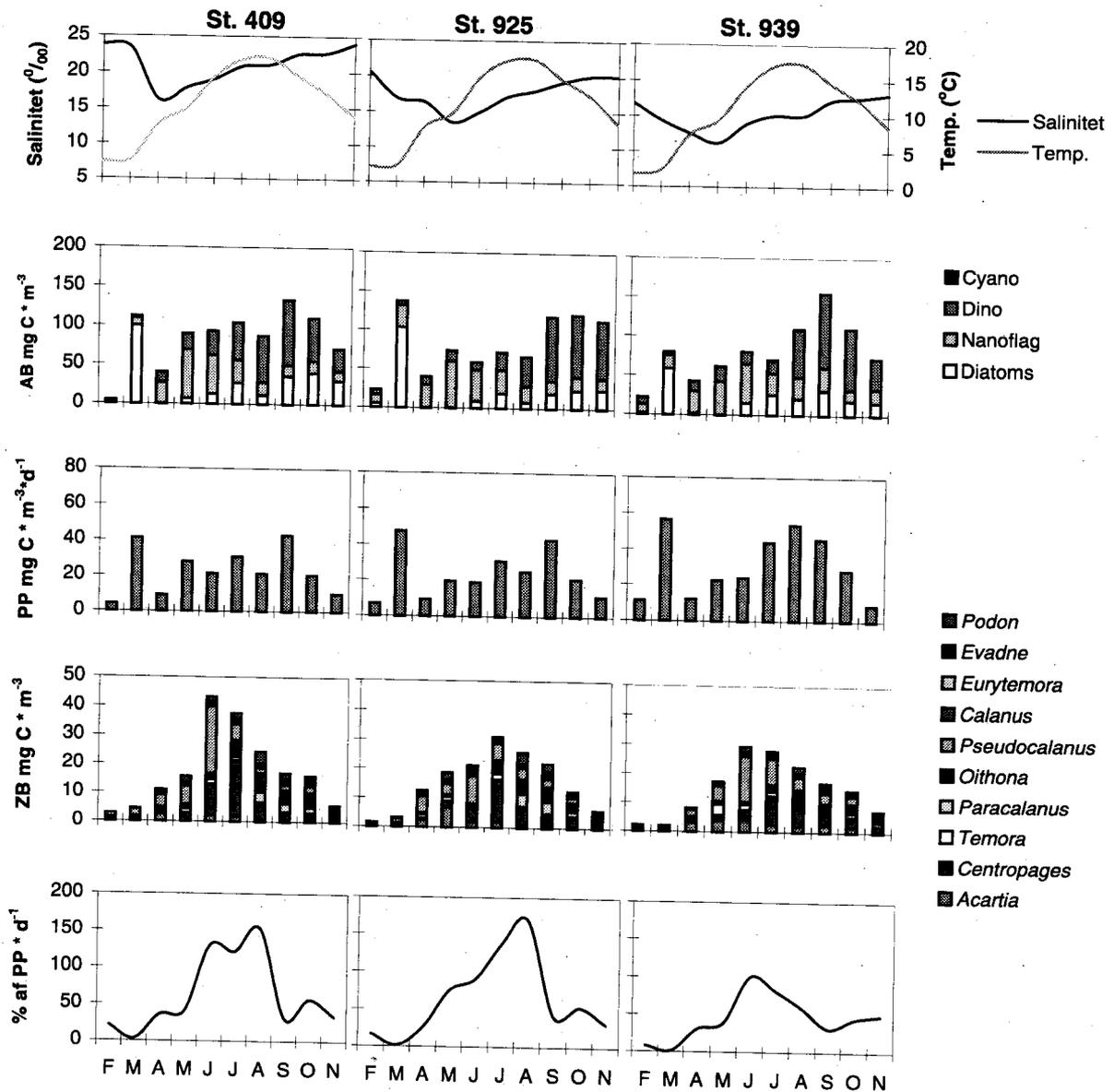
Med udgangspunkt i de havstationer, hvor der foreligger samtidige målinger af fytoplanktonbiomasse, primærproduktion og mesozooplanktonbiomasse vil vi i det følgende beskrive og diskutere væsentlige elementer i den pelagiske succession og omsætning. Dette er baseret på et gennemsnitsår beregnet på baggrund af data fra perioden 1983-1996 (Figur 5.1).

Hydrografien vigtig for sammensætningen af plankton

Den sæsonmæssige udvikling i det pelagiske fødenet er i stor udstrækning styret af hydrografien i det pågældende farvandsområde. Som følge af udstrømmende overfladevand fra Østersøen, og kompensationsstrømningen af saltere bundvand, er lagdelingen i de indre danske farvande primært styret af forskelle i saltholdighed. I den åbne del af Nordsøen, hvor der er ringe vertikal forskel i vandets saltholdighed, er lagdelingen derimod primært styret af temperaturforskelle mellem overflade og bundlag.

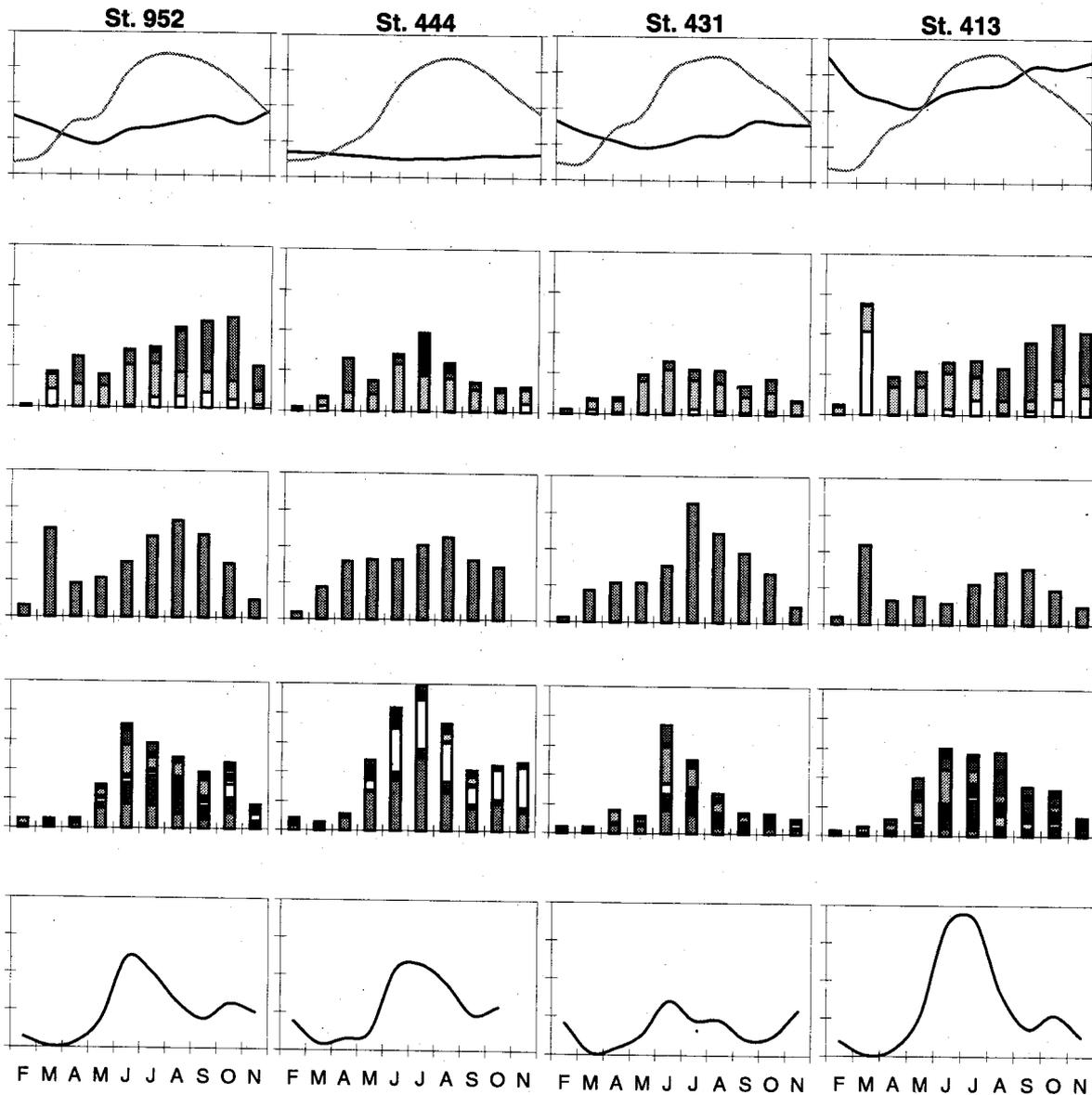
5.1.1 Fytoplankton

I vinterperioden er primærproduktionen lysbegrænset og biomassen lav. De forbedrede lysforhold i løbet af foråret initierer en opblomstring af kiselalger (Figur 5.1). Starttidspunktet for forårsopblomstringen i de indre danske farvande er meget variabelt og afhænger af lys- og vindregimet det pågældende år. I lavvandede havområder, hvor lyset når helt til bunden, eller hvor vandsøjlen er lagdelt året rundt, starter forårsopblomstringen generelt tidligere end i de ydre farvande (fx Nordsøen og Østersøen), hvor en temperatur lagdeling er en forudsætning for, at forårsopblomstringen kan begynde. Når forårsopblomstringen er etableret, opbruger algerne næringssaltene i overfladevandet i løbet af få uger (Kapitel 4), hvorefter en stor del af fytoplanktonbiomassen sedimenterer.



Figur 5.1 Sæsonvariation i den gennemsnitlige temperatur og saltholdighed i overfladelaget (0-10 m) samt fytoplanktonbiomasse (AB, mg C m^{-3}), primærproduktion (PP, $\text{mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), mesozooplanktonbiomasse (ZB, mg C m^{-3}) og zooplanktons græsningspotentiale (% af PP d^{-1}) i Ålborg Bugt (st. 409), ved Griben (st. 925) og ved Halsskov (st. 939). Niveauerne er bestemt ved hjælp af variansanalyse (se Boks 4.1).

I Kattegat kan forårsopblomstringen således starte fra januar til april, men den forekommer dog hyppigst i marts (Figur 5.1). I Østersøen sker kiselalgeopblomstringen generelt senere, da saltspringlaget her ligger dybt (under den fotiske zone), og opblomstringen derfor først starter, når der er dannet en temperaturlagdeling (Wasmund et al. 1998). Indenfor den undersøgte periode er der ikke registreret nogen forårsopblomstring af kiselalger på de danske åbent hav stationer i Østersøen (st. 444) og Øresund (st. 431).



Figur 5.1 (fortsat) Sæsonvariation i den gennemsnitlige temperatur og saltholdighed i overfladelaget (0-10 m) samt fytoplanktonbiomasse (AB, mg C m^{-3}), primærproduktion (PP, $\text{mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), mesozooplanktonbiomasse (ZB, mg C m^{-3}) og zooplanktons græsningspotentiale (% af PP d^{-1}) i Femer Bælt (st. 952), Arkona (st. 444), Øresund (st. 431) og Anholt øst (st. 413). Niveauerne er bestemt ved hjælp af variansanalyse (se Boks 4.1).

Da forbruget af silikat i de øverste 10 m imidlertid er af samme størrelsesorden som i Kattegat (Kapitel 4), må en opblomstring med samme biomasse og produktion formodes at have fundet sted. Problemet er, at opblomstringen generelt foregår en måned senere end i Kattegat i en periode, hvor der traditionelt ikke har været udført overvågningstogter af DMU.

I sommerperioden er fytoplanktonbiomassen i den øverste del af vandsøjlen noget lavere og primærproduktionen potentielt nærings-saltbegrænset (se afsnit 5.3.1). I denne periode observeres de højeste algebiomasser ofte i skillefladen, hvor algerne kan udnytte lyset fra oversiden og næringssaltene fra undersiden af springlaget (Nielsen et al. 1994). Et eksempel på en skillefladeopblomstring, som fik stor

offentlig opmærksomhed, var masseforekomsten af den giftige nanoflagellat *Chrysochromulina polylepsis* i sommeren 1988 (Kaas et al. 1990, Nielsen et al. 1990). De data, som er præsenteret her, stammer dog fra en blandingsprøve fra de øverste 10 m, hvorfor bidraget fra eventuelle springlagspopulationer ikke er inkluderet. I de fleste tilfælde domineres sommerplanktonet af nanoflagellater (Figur 5.1).

Sidst på sommeren, når lysindstrålingen mindskes og den gennemsnitlige vindstyrke øges med deraf følgende opblanding af næringsalte, ses ofte opblomstringer af dinoflagellater i september-oktober (Figur 5.1). Herefter reduceres algebiomassen igen i takt med den reducerede indstråling til vinterniveaet.

5.1.2 Primærproduktionen

Primærproduktionen i Kattegat og Bælthavet følger samme overordnede mønster. Forårsopblomstringen af kiselalger giver anledning til en markant stigning i primærproduktionen i marts. Efter sedimentationen af kiselalgerne ses et fald i primærproduktionen. I løbet af sommermånederne stiger primærproduktionen gradvis, indtil den kulminerer i forbindelse med sensommerens dinoflagellatopblomstringer i august-september. På stationerne i Østersøen og Øresund er bidraget fra forårsopblomstringen tilsyneladende ubetydeligt, og primærproduktionen er højest midt på sommeren. Dette skyldes, som tidligere anført, et artifakt, idet forårsopblomstringen forekommer i en periode, hvor der ikke har været togter.

5.1.3 Mesozooplankton

Zooplanktonet var domineret af vandlopper og dafnier på alle de undersøgte stationer (Figur 5.1). Den sæsonmæssige udvikling i zooplanktonbiomassen følger samme overordnede mønster på alle de undersøgte stationer (Figur 5.1). Biomasseprøverne stammer fra integrerede nettræk (maskevidde 100 μm), fra 25 m til overfladen, og de afbildede værdier udtrykker således den gennemsnitlige biomasse i hele vandsøjlen.

Vandlopper dominerer
mezozooplanktonbiomassen

Mesozooplanktonsamfundet er domineret af følgende 9 taxa: *Acartia* spp., *Centropages* spp., *Temora longiremis*, *Oithona* spp., *Pseudocalanus*, *Paracalanus*, *Eurytemora affinis* og dafnierne *Podon* og *Evadne*. Successionsforløbet varierer fra art til art. Således topper *Acartia* og *Temora longiremis* biomassen tidligt på sommeren (maj-juni), mens *Centropages* og *Pseudocalanus* topper i juni-juli og *Oithona* og *Paracalanus* i sensommeren (august-september). Dafnierne *Podon* og *Evadne* har en toppet biomassefordeling med en top i foråret og efteråret på de undersøgte stationer.

Vinterpopulationen af vandlopper og dafnier er meget lille, da flere af de dominerende arter (*Acartia*, *Temora*, *Podon* og *Evadne*) overvintrer som hvileæg på bunden (Viitasalo & Katajisto 1994), og væksten er langsom ved lave temperaturer. Generelt er zooplanktonbiomassen lav (ca. 5 mg C m^{-3}) indtil efter forårsopblomstringen, hvor populationen langsomt begynder at etableres. Typisk topper vandlopperbiomassen i juli måned (Figur 5.1). I modsætning til vandlopperne er dafnierne, pga. deres parthenogenetiske reproduktion, bedre tids-

mæssigt synkroniseret til algebiomassen. Populationen har et toppet biomasseforløb svarende til udviklingen i det større fytoplankton (Figur 5.1). På basis af forskelle i sommerbiomassen kan man identificere tre områder: 1) det østlige Kattegat og Øresund 2) det vestlige Kattegat og Femer Bælt og 3) Arkona, hvor sommerbiomassen er hhv. 30, 40 og 50 mg C m⁻³. Efter sommerens biomassetop aftager mesozooplanktonpopulationen gradvist i takt med den fallende temperatur, indtil vinterniveauet nås i det sene efterår.

Mesozooplankton græsser primært alger >10 µm

Zooplanktons udnyttelse af fytoplankton afhænger primært af størrelsessammensætningen af algerne. Generelt er vandlopperne og dafnierne i stand til at græsse fytoplankton >10 µm. Vandlopperne produktion er derfor i stor udstrækning afhængig af biomassen af de større fytoplanktonarter (Kiørboe & Nielsen 1994). Som det ses på Figur 5.1, er der en tidsforskydning mellem forårsopblomstringen af kiselalger og toppen i zooplanktonbiomassen i de indre danske farvande. Forårsopblomstringen udløser en stor ægproduktion hos vandlopperne (Kiørboe & Nielsen 1994), men på grund af den lave vandtemperatur er populationsudviklingen forsinket. En tættere kobling, og dermed en større græsning på forårsopblomstringen, findes primært i vore dybere havområder som fx Skagerrak og Nordsøen, hvor store overvintrende bestande af vandloppen *Calanus* umiddelbart er i stand til at udnytte kiselalgerne (Tiselius 1988). Når vandloppebiomassen er etableret midt på sommeren, er fytoplanktonet typisk domineret af grupper, som enten er for små (nanoflagellater) eller for store (kolonidannende cyanobakterier), hvorfor alternative fødemer som fx protozoer kan være afgørende i denne periode (Tiselius 1989, Nielsen & Kiørboe 1994).

5.1.4 Mesozooplanktons græsningspotentiale

For at vurdere zooplanktonets potentielle græsningseffekt på fytoplanktonet har vi beregnet vandlopperne græsningspotentiale ud fra en empiriske formel fra Huntley og Lopez (1992):

$$\text{Produktionen (mg dag}^{-1}\text{)} = \text{biomassen (mg)} * 0.045e^{0.111 \cdot \text{Temperaturen}}$$

Produktionen er efterfølgende omregnet til græsning under antagelse af en væksteffektivitet på 33% (Hansen et al. 1997).

Generelt udgør zooplanktonsamfundets græsningskapacitet ca. 25% af primærproduktionen i vintermånederne (Figur 5.1). I forbindelse med kulminationen af forårsopblomstringen, hvor primærproduktionen stiger kraftigt, udgør zooplanktons græsningspotentialet kun 2-9% (gennemsnit 3%) af den daglige primærproduktion (Figur 5.1), hvorfor en meget stor del af denne opblomstring sedimenterer. Den beregnede græsningskapacitet af zooplanktonsamfundet er i overensstemmelse med tidligere målinger fra indre danske farvande: 1-5% i Øresund (Nicolajsen et al. 1983) og 12% i det sydlige Kattegat (Kiørboe og Nielsen 1994). Efter sedimentationen af forårsopblomstringen stiger zooplanktonsamfundets græsningspotentiale i takt med den stigende temperatur og zooplanktonbiomasse. Specielt i Kattegat overstiger zooplanktonets græsningskapacitet primærproduktionen i sommermånederne (juni til august). Dette er i overens-

Om sommeren kan mesozooplankton æde hele den daglige primærproduktion

stemmelse med undersøgelser fra det sydlige Kattegat, hvor det blev demonstreret, at vandlopperne er i stand til at kontrollere biomassen af netfytoplankton i sommerperioden, og at ægproduktionen er fødebegrænset i denne periode (Kiørboe og Nielsen 1994). I løbet af efteråret falder græsningstrykket gradvist i takt med nedgangen i temperaturen og zooplanktonbiomassen.

5.1.5 Horisontal variation i planktonsamfundet

Indenfor vore farvande er der væsentlige forskelle i planktonsamfundets sammensætning. Generelt falder artsantallet med faldende saltholdighed. En af de væsentligste forskelle mellem de beskrevne havområder er den stigende betydning af cyanobakterier fra Kattegat ned gennem bælteerne til Østersøen. Arts- og størrelsessammensætningen af fytoplanktonet er af afgørende betydning for primærproduktionens skæbne i det marine fødenet. De store kolonidannende cyanobakterier er vanskeligt tilgængelige for mesozooplanktonet, og forudsætningen for en udnyttelse af denne primærproduktion kan være, at produktionen omsættes via protozoer, som er i stand til at udnytte cyanobakterierne.

Artsantallet falder med saltholdigheden

Diversiteten af mesozooplankton falder fra Nordsøen via Kattegat ind gennem bælteerne til Østersøen. Betydningen af de store flerårige vandlopper, som fx *Calanus* og *Metridia*, falder fra de dybe dele af Skagerrak og Nordsøen ind gennem vore farvande. Disse højmarine slægter observeres dog ofte i Kattegat, primært forår og efterår i forbindelse med indstrømning af salt bundvand. Vandloppesfaunaen i selve Kattegat er domineret af små kortlevende arter. I havområderne syd og øst for Sjælland kan brakvandsarterne *Eurytemora affinis* og dafnien *Bosmina* til tider bidrage væsentligt til mesozooplanktonbiomassen.

5.2 Regulering af plankton parametre

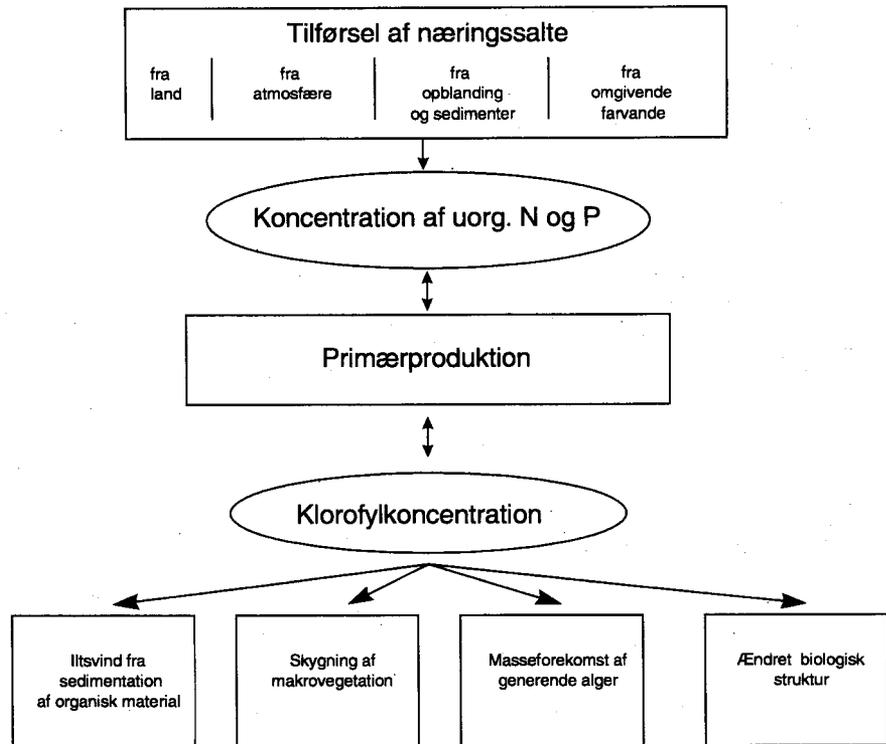
Da den pelagiske primærproduktion i den lagdelte sommerperiode ofte er næringsaltbegrænset, vil ændringer i næringsstofftilførslen bl.a. påvirke produktionen og biomassen af de første led i fødekæden. Balancen mellem fytoplanktonproduktion på den ene side og det pelagiske systems heterotrofe græsningskapacitet på den anden er af afgørende betydning for et havområdes miljøtilstand. Forstyrrelser af denne balance kan fx medføre udvikling af masseopblomstringer af fytoplankton (Kapitel 6), og efterfølgende sedimentation kan senere forårsage iltsvind i bundvandet (Kapitel 7). I det følgende vil årsagssammenhængen mellem den pelagiske primærproduktion og de væsentligste fysiske, kemiske og biologiske variable blive beskrevet og diskuteret. Endvidere vil den tidsmæssige udvikling af primærproduktion samt fytoplankton og zooplankton biomasse blive beskrevet i de udvalgte havområder.

5.2.1 Primærproduktion

110,000 enkeltobservationer fordelt på 156 stationer

Fytoplanktons fotosyntese og vækst er den proces, som indleder de biologiske respons på en ændret tilførsel af næringsalte til vore farvande (Figur 5.2). Øvrige effekter af eutrofiering er en konsekvens af

en stimulering af primærproduktionen. Effekten af en større primærproduktion reguleres efterfølgende af et kompliceret samspil mellem klimatiske, hydrografiske og biologiske faktorer. Dette har været kendt siden 1970erne, hvor de første tegn på eutrofiering af vore havområder viste sig. Primærproduktionsmålinger har derfor indgået i overvågningen siden den startede. I MADS (det Marine Fagdatacenters database) findes over 110.000 enkeltobservationer af primærproduktionsmålinger fordelt på 156 stationer. Dette er et internationalt set enestående datasæt. På DMU's stationer og på en række stationer omkring Fyn går observationerne helt tilbage til 1970erne, mens hovedparten af de øvrige tidsserier er påbegyndt omkring 1989. På 94 stationer er tidsserierne på 9 år eller mere.



Figur 5.2 Skematisk oversigt over årsager og effekter ved eutrofiering af marine områder. Boksene repræsenterer processer og eklipserne koncentrationer.

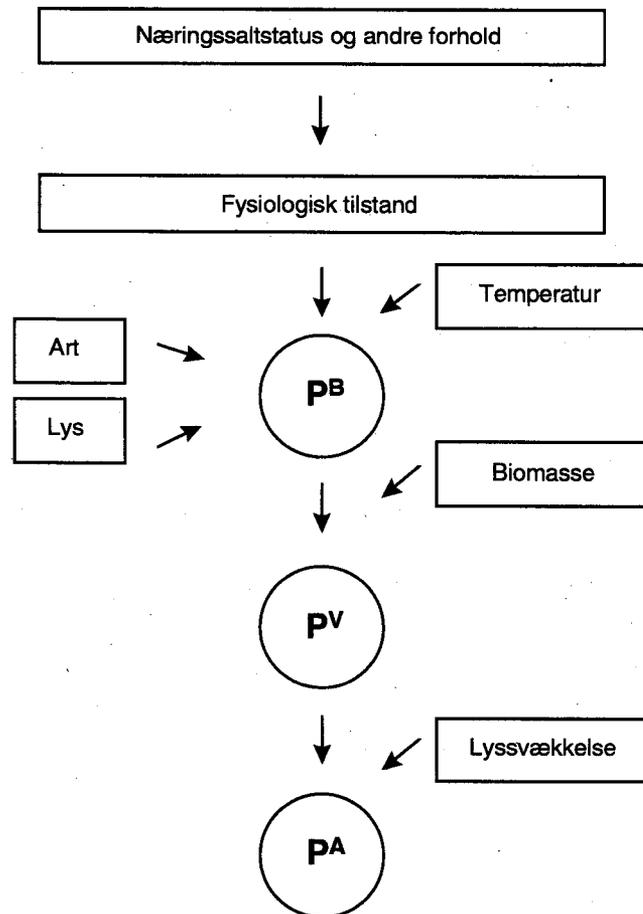
Metodik

Primærproduktionen er målt ved, at vandprøver er udtaget i forskellige dybder og inkuberet i laboratoriet ved en eller flere lysintensiteter. Fotosynteseraten er målt med ^{14}C -teknik som optag i partikler. Derefter er produktionen pr. vandvolumen og for hele vandsøjlen beregnet. I MADS ligger således oplysninger om volumenproduktionen ($\text{mg C m}^{-3} \text{ time}^{-1}$) og arealproduktionen ($\text{mg C m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$).

Tolkning af data

Fotosynteseraten i en given dybde reguleres af lyset, temperaturen, mængden af alger i vandet og algernes fysiologiske kapacitet. For arealproduktionen spiller lyssvækkelsen i vandsøjlen og dybden også en rolle (Figur 5.3). Tidligere analyser har vist, at både volumen- og arealproduktionen er tæt korreleret med mængden af alger i vandet (Kaas et al. 1996). Denne sammenhæng dækker dels over, at flere alger kan producere mere, men der er også en tilbagekobling, hvor en høj produktion vil få algebiomassen til at stige. Billedet kompliceres

dog af, at algebiomassen også reguleres af tabsfaktorer som fx algerne egen respiration, sedimentation, græsningen, lysis og nedblanding til dybere vandlag. Det betyder, at en række andre faktorer end tilgængeligheden af næringssalte vil regulere areal og volumen produktionen. Det har derfor været svært at finde entydige sammenhænge mellem disse variable og tilførslen af næringssalte. Koblingen mellem volumenproduktion og klorofylkoncentration kan fjernes ved at beregne produktionen pr. klorofylenhed. Det har en række fordele i tolkningen af data for primærproduktionen, som er gennemgået nedenfor.



Figur 5.3 Oversigt over sammenhænge og reguleringsmekanismer for primærproduktionen i fytoplanktonsystemer. P^B : primærproduktion pr. biomasse, P^V : primærproduktion pr. volumen = P^B *biomasse, P^A : primærproduktionen pr. areal.

Et nyt produktionsindeks som udtrykker cellernes fysiologiske kapacitet

Til brug for denne analyse er der udviklet et produktionsindeks baseret på produktionen pr. algebiomasse, også kaldet den biomassespecifikke fotosynteserate. Ideen er, at algerne næringssaltstatus påvirker fotosynteseraten på tre måder:

- Ved mangler på næringssalte kan fytoplanktonceller ikke syntetisere proteiner og pigmenter til erstatning for de dele af fotosynteseapparatet, som skades/nedbrydes. Konsekvensen er en ringe effektivitet i lysudnyttelsen og en nedsat maksimal fotosyntesekapacitet pr. celle.

- En stabil tilførsel af næringssalte betyder, at de enkelte celler allokerer flere ressourcer til de dele af cellen, som udfører fotosyntese og vækst, mens der allokeres færre ressourcer til optag af næringssalte. Dermed stiger fotosyntesekapaciteten pr. celle.
- En høj næringssaltskoncentration i vandet over længere tid vil give en selektion for arter med et potentiale for en høj vækstrate og dermed en høj fotosynteserate. Der vil modsat ikke være et selektionstryk, der favoriserer arter som kan tolerere næringssaltstress.

Ideelt set vil den biomassespecifikke fotosyntese (P^b) derfor integrere fytoplanktonsamfundets respons på næringssalttilførslen både på samfundsniveau og på celleniveau. P^b er derfor en indikator for fytoplanktonsamfundets fysiologiske tilstand, som ideelt set reflekterer netop det, vi ønsker at vide, nemlig graden af næringssaltbegrænsning.

I ovenstående er der bevidst brugt næringssalttilførsel i stedet for næringssaltskoncentration. De fleste fytoplanktonarter har kapacitet til at optage næringssalte under de laveste koncentrationer, vi kan måle. Desuden kan næringssalte oplagres i cellerne, således at fytoplanktonsamfundet kan have en rimelig fysiologisk status, selvom koncentrationen i vandet er tæt på nul. Det afgørende er ikke nødvendigvis koncentrationen, men snarere balancen mellem forbrug og tilførsel af næringssalte udefra og fra regenerering i vandsøjlen og sedimentet.

Den biomassespecifikke fotosyntese ved højt lys (P^b_{max}) er temperaturafhængig. Der er derfor beregnet et indeks (PPI), som udtrykker den aktuelle P^b relativt til den potentielle P^b ved den pågældende temperatur. Den detaljerede beregning af PPI er forklaret i *Boks 5.1*.

Beregningen af PPI kræver, at primærproduktionen og klorofylkoncentrationen er målt på samme vandprøve. Dette er tilfælde for DMU's målinger fra de åbne farvande. I amternes målinger i de kystnære farvande har man ofte anvendt blandingsprøver for klorofyl. Det betyder, at der ikke kan etableres en entydig sammenhæng mellem klorofylkoncentration og primærproduktion. Analysen er derfor delt op i en analyse af alle primærproduktions parametre inklusiv PPI på 13 stationer i de åbne farvande. Denne analyse er kun baseret på målinger udført af DMU og går tilbage til 1979. I næste afsnit er den tidsmæssige udvikling af arealproduktionen gennemgået, baseret på alle tilgængelige data fra de åbne farvande.

5.2.1.1 Primærproduktion og relaterede parametre i de åbne farvande, 1978-1997

Arealproduktion, klorofyl og PPI

Vi kan identificere tre karakteristiske perioder i produktionssæsonen. En forårsopblomstring som normalt ligger mellem februar og april, en sommerperiode med en lav produktion fra maj til juli-august og en efterårsopblomstring som starter i august-september. Vi må antage, at den relative betydning af de forhold som styrer primærproduktionen, varierer mellem disse perioder. Fx kan vinterafstrømning

gen have afgørende effekt på forårsopblomstringen, men formodentlig mindre betydning for situationen om efteråret.

Den tidsmæssige udvikling i arealproduktion (P_a), klorofylkoncentration og PPI er vist på *Figur 5.5*, *Figur 5.6* og *Figur 5.7*. Resultaterne af den statistiske analyse er vist i *Tabel 5.2*. Arealproduktionen om foråret varierer mellem 300 og ca. 800 mg C m² dag⁻¹. Der er store fluktuationer fra år til år og ingen tidlig udvikling at spore, undtagen for det nordlige Kattegat og sydlige Bælthav, hvor der er en negativ trend ($p = 0,014$)¹. Den manglende tidsmæssige udvikling hænger formodentlig sammen med, at forårsopblomstringer sker inden for et tidsrum af få uger. Den observerede værdi er derfor meget afhængig af, hvor i forløbet målingerne er taget. For sommerperioden er der en signifikant negativ udvikling for Kattegat og Bælterne. Samlet er niveauet faldet fra omkring 500 mg C m² dag⁻¹ i 1980erne til ca. det halve i 1996-97. For efterårsperioden ligger niveauet som regel mellem 300 og 500 mg C m² dag⁻¹, og der er ingen tydelig udvikling over tid. Dog er trenden for Arkona Bassinet signifikant positiv ($p < 0,05$).

Klorofylkoncentrationen om foråret varierer mellem ca. 1 og 10 µg l⁻¹ uden noget tidligt mønster. Om sommeren er niveauet lavere, 1,5-2 µg l⁻¹, og der er en tendens til højere værdier (2,5-3 µg l⁻¹) mellem 1989 og 1993. Om efteråret er der ikke nogen udvikling at spore, og niveauet ligger mellem værdierne for forårs- og sommerperioderne.

Indekset for PPI viser signifikant nedadgående tendens for både forårs og sommerperioden i alle fem farvandsafsnit. Niveauet om foråret er faldet fra mellem 0,6 og 0,9 i midtfirserne til under 0,28 i 1997. Om sommeren er værdien faldet fra lidt over 0,3 i 1980erne til omkring 0,1 i 1996-97. Det betyder, at den realiserede produktion i sommerperioden nu kun er omkring 10% af det mulige ved den pågældende temperatur, hvilket indikerer en stigende næringssaltbe-grænsning af primærproduktionen.

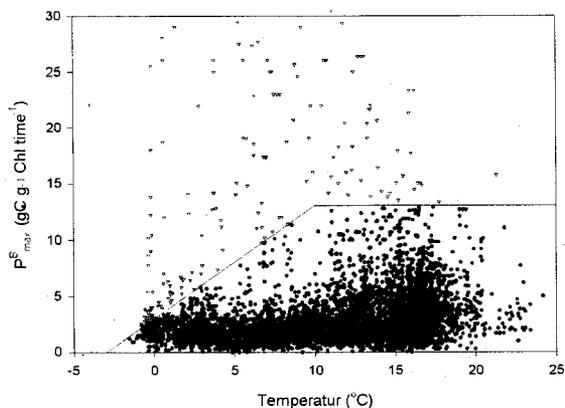
Korrelationsanalyse af tidlige udvikling

Denne analyse sammenstiller den tidsmæssige udvikling i arealproduktionen, PPI, klorofylkoncentrationen, koncentrationen af uorganisk fosfor og kvælstof, sigtddybden, temperatur og salinitet. Disse parametre er udvalgt som mulige årsager til en ændring i produktionsforholdene. Analysen er foretaget på to tidsperioder; 1979 til 1997 og 1989 til 1997.

¹ Alle udviklingstendenser er testet med Kendalls τ test. p-værdien angiver sandsynligheden for at observere det målte forløb, hvis der ikke var nogen udvikling over tid. En lav p-værdi, fx under 0,05, angiver, at der er mindre end 5% chance for at observere det målte forløb, hvis der ikke var nogen udvikling over tid. Man skal dog være opmærksom på, at når man tester mange forløb, vil man sommetider se signifikante p-værdier af tilfældige årsager. Fx vil det ske 1 gang ud af 20, når signifikansniveauet er 0,05.

Boks 5.1. Definition af produktionsindekset PPI

Beregningen af indekset er baseret på knap 8000 sammenhørende målinger af maksimal fotosynteserate (P_{max}^B), klorofylkoncentration og temperatur. Første trin er at beregne den biomassespecifikke rate (P_{max}^B) og plotte den mod temperaturen (Figur 5.4).



Figur 5.4

Næste trin er at fastlægge en øvre grænse for P_{max}^B som funktion af temperaturen. Dette vanskeliggøres af to forhold: Hovedparten af målingerne er fra situationer, hvor fytoplanktonsamfundet er i forskellige grader af næringssaltbegrænsning. Disse værdier kan derfor ikke bruges til at fastlægge den øvre grænse. En del af de høje værdier må betragtes som tvivlsomme eller fejlagtige, idet de overstiger det man finder ved dyrkning af alger i kulturer under ideelle næringssaltforhold. En litteraturgennemgang (Behrenfeld og Falkowski 1997) foreslår en maksimal P_{max}^B ved 0° på mellem 1 og 2,2 g C g⁻¹ Chl time⁻¹ og op til 9 g C g⁻¹ Chl time⁻¹ ved højere temperaturer. Disse værdier er imidlertid hovedsagelig for oceanisk plankton, og måske lavere end for fytoplankton i kystnære farvande. Der er derfor skønsomt fastlagt følgende sammenhæng mellem temperatur (t) og P_{max}^B :

$$P_{pot} = 3 + t \text{ for } t < 10 \text{ } ^\circ\text{C} \text{ og } P_{pot} = 13 \text{ for } t \geq 10 \text{ } ^\circ\text{C}$$

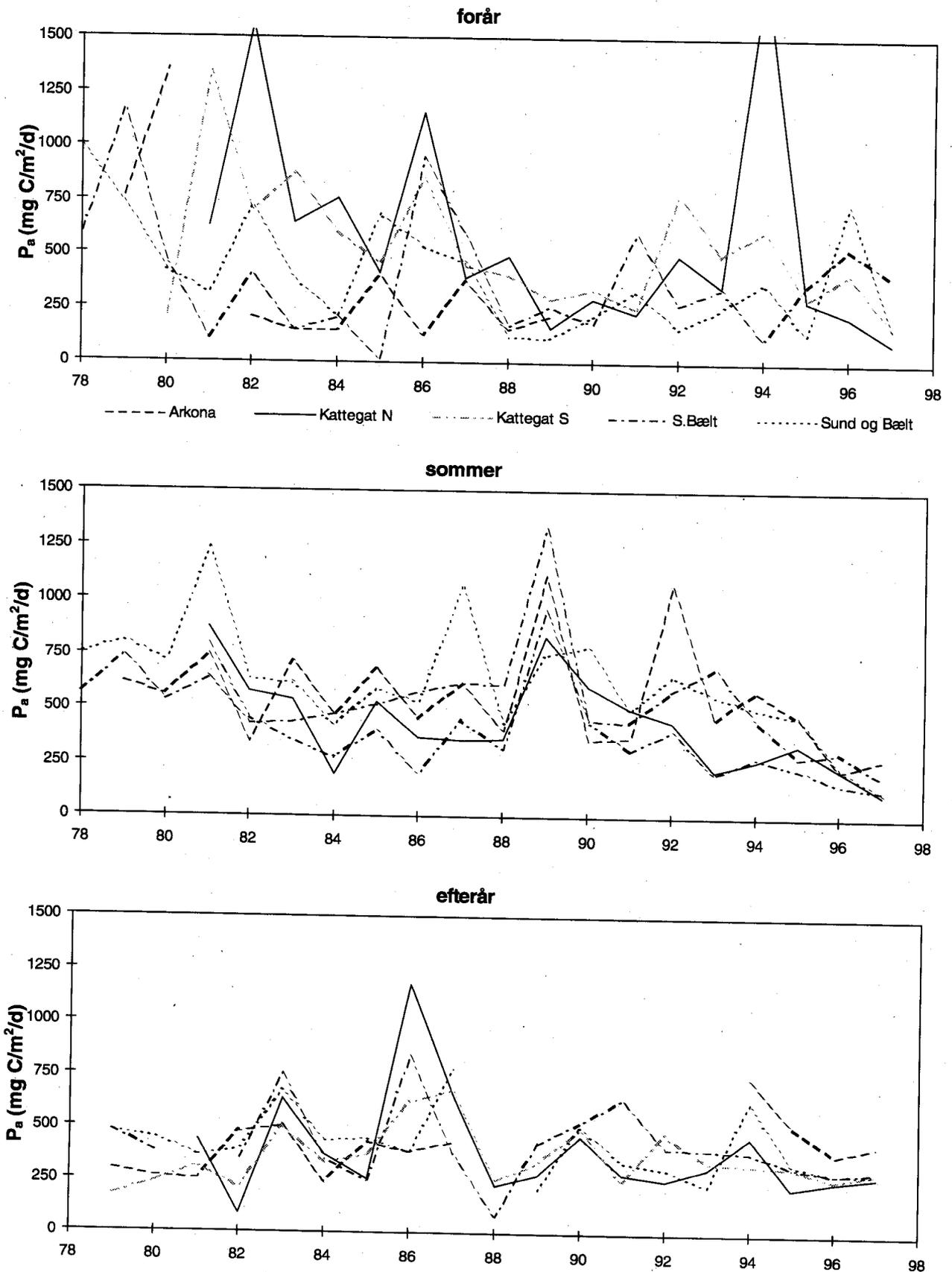
Denne funktion inkluderer 98% af alle målinger. Efter at P_{pot} er defineret, er PPI i den enkelte dybde beregnet som den observerede P_{max}^B delt med P_{pot} ved den pågældende temperatur. Derefter er der beregnet en middelværdi for vandsøjlen for alle observationer over dybden for ½ Secchi-dybde. Observationer længere nede i vandsøjlen medtages ikke, fordi fytoplanktonsamfundet her er lysbegrænset, og ofte tilpasset en maksimal lysudnyttelse med et højt pigmentindhold og en deraf følgende lav værdi for P_{max}^B .

Man kan vælge andre udtryk for P_{pot} end det som er valgt her, men beregninger viser, at mønsteret i udvikling fra år til år og mellem stationer ikke ændres væsentlig. Årstidsvariationen er følsom for hældningen på kurven, men ændringer i hældningen inden for realistiske grænser giver ingen signifikante ændringer i årstidsvariationen for indekset.

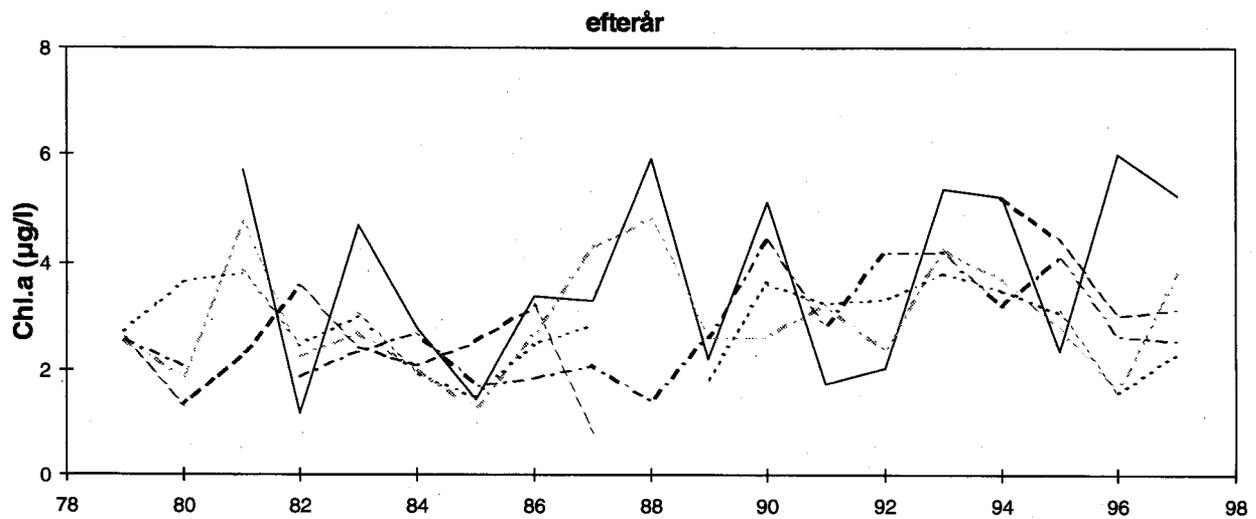
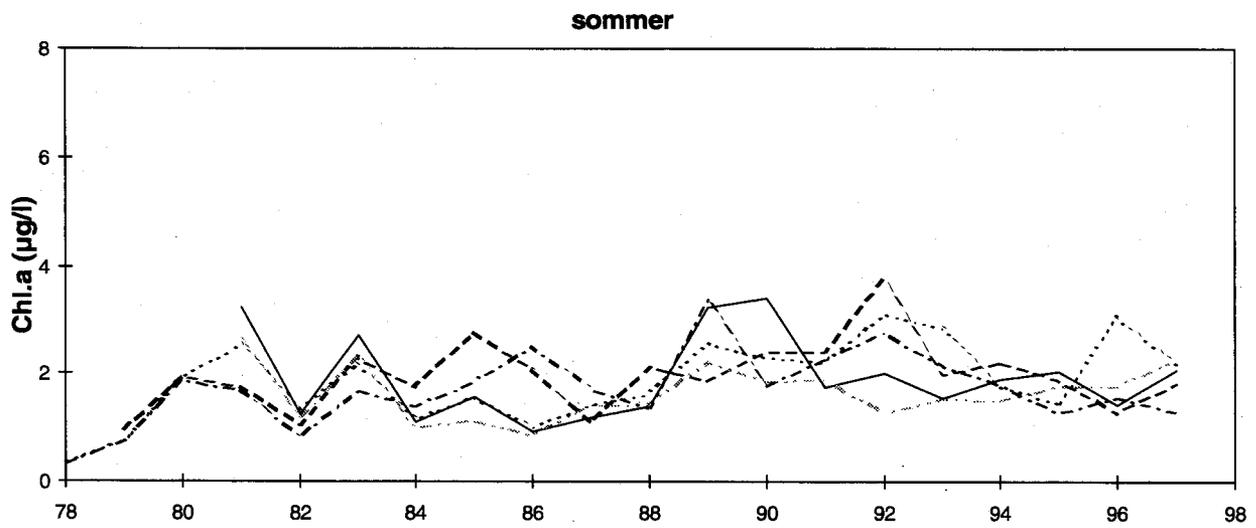
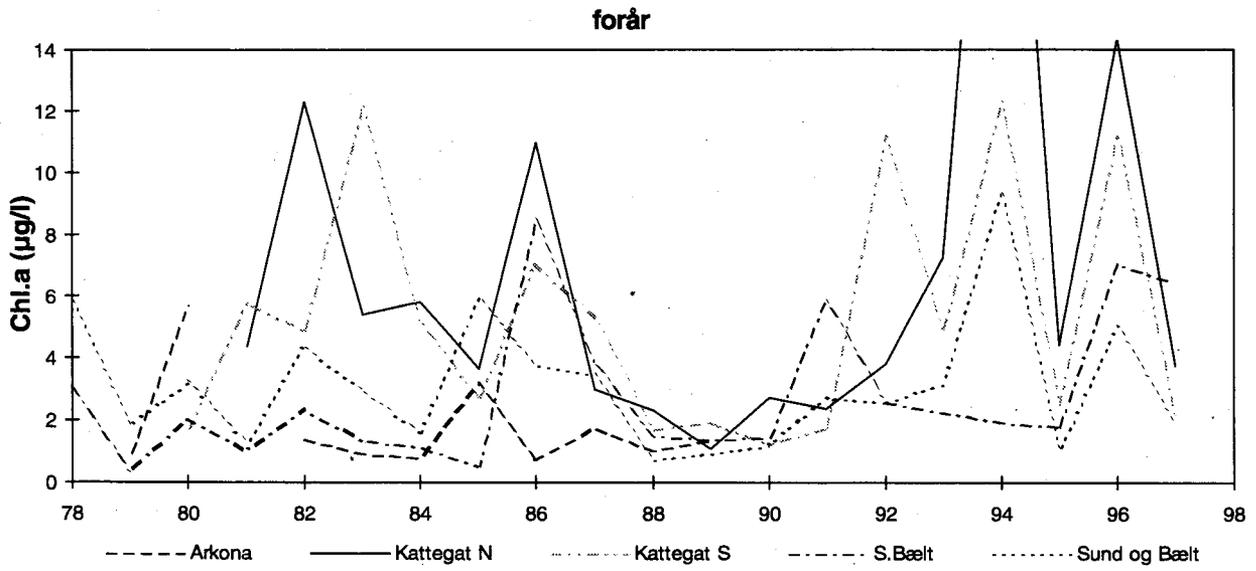
Tabel 5.1 viser middelværdier for PPI for foråret (februar-april), sommeren (maj-juli) og efteråret (september-november) for fem forskellige farvandsområder. Værdierne om foråret er højere end værdierne sommer og efterår. De højeste værdier findes i Bælthavet og det sydlige Bælthav i alle tre perioder. Både det geografiske mønster og årstidsvariationen følger derfor det forventede mønster, hvis PPI reguleres af tilførslen af næringssalte til systemet (Kap. 4).

Tabel 5.1 Middelværdier for PPI opdelt på farvandsområder og sæsoner.

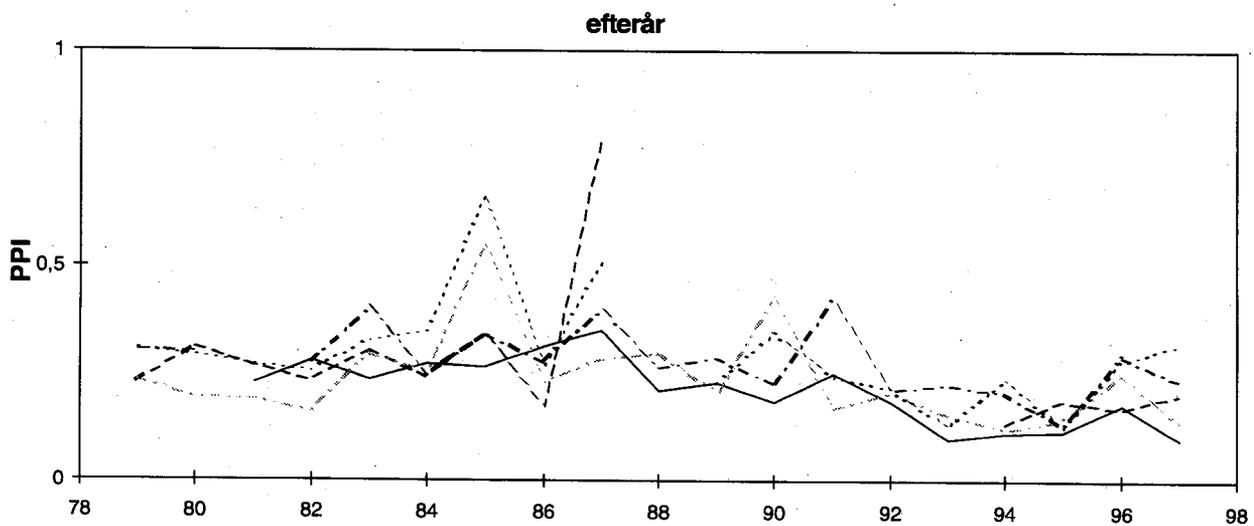
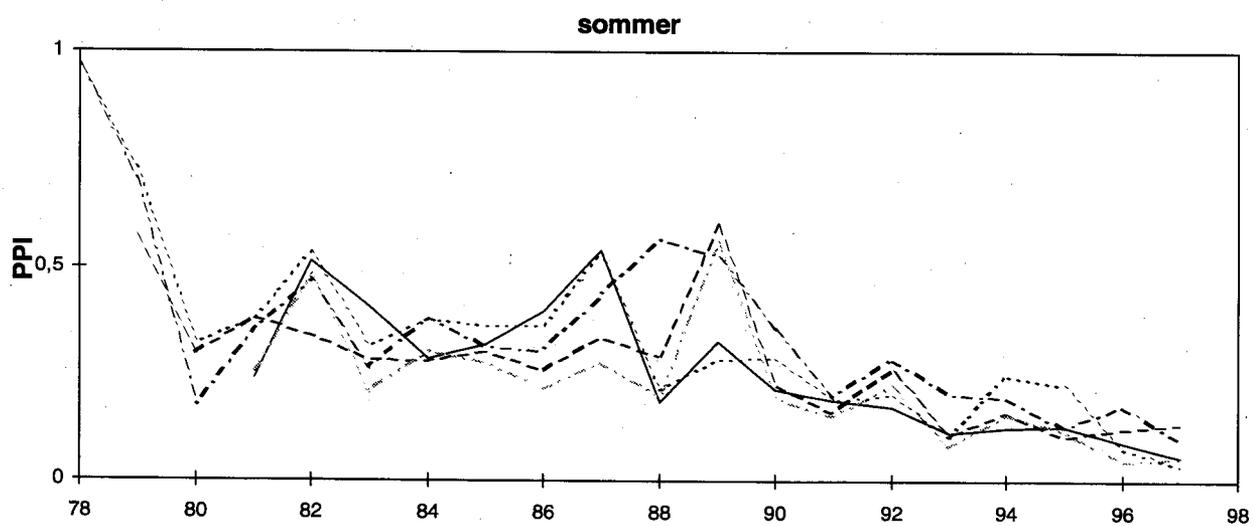
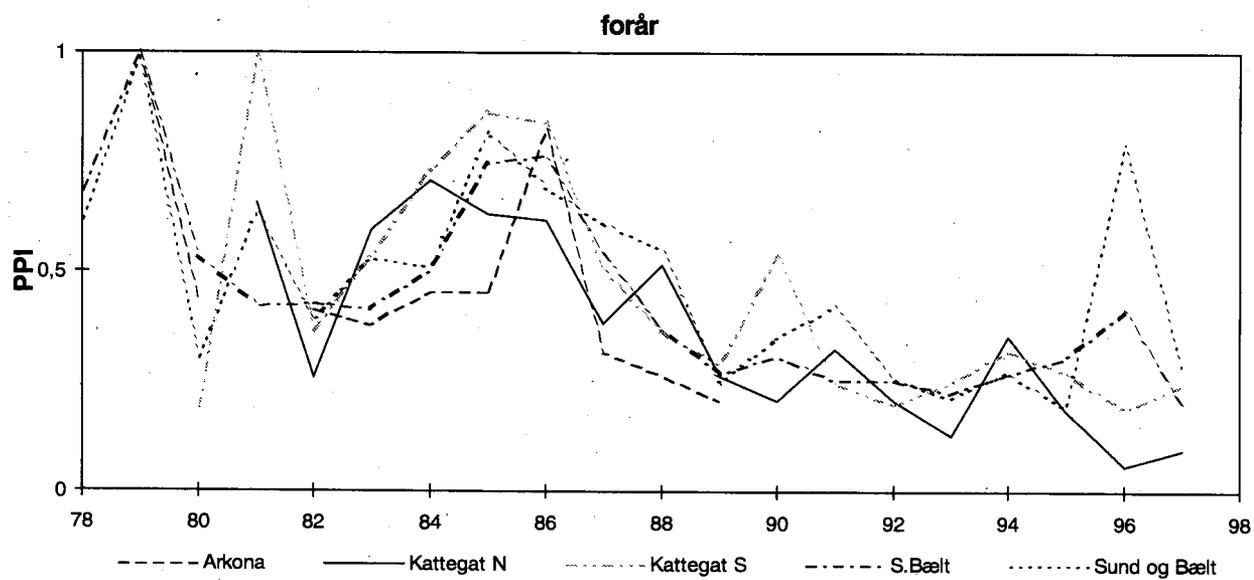
	Forår, februar-april	Sommer, maj-juli	Efterår, september-november
Kattegat N	0,36	0,25	0,21
Kattegat S	0,45	0,23	0,24
Bælthavet	0,48	0,34	0,30
Sydlige Bælthav	0,44	0,35	0,28
Arkona Bassinet	0,47	0,27	0,27



Figur 5.5 Udvikling i areal primærproduktionen for henholdsvis forår, sommer og efterår i årene 1978 til 1997. Værdierne er middelværdier for fem farvandsområder og omfatter følgende stationer: nordlige Kattegat (st. 403, 409 og 1001), sydlige Kattegat (st. 413, 921 og 925), Bælterne (st. 431, 939), sydlige Bælthav (st. 441, 450, 952 og 954) og Arkona Bassinet (st. 444).



Figur 5.6 Udvikling i klorofylkoncentrationen. Se i øvrigt tekst til Figur 5.5.



Figur 5.7. Udvikling i produktionsindekset PPI. Se i øvrigt tekst til Figur 5.5 og Boks 5.1.

Tabel 5.2 Korrelationsanalyser for udviklingstendenser med Kendalls- τ test. Testen er udført for de samme farvandsområder, som angivet for Figur 5.5. Fortegnet viser tendensen for det pågældende område og periode. Stjerneerne viser signifikansniveauet, *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$. Blankt felt betyder, at der ingen data er. For hver periode er også angivet sandsynligheden for, at der ikke er nogen samlet tendens for alle fem farvandet over hele året. Dette er testet med en fortegnstest (Campbell 1979).

Farvand	1979 til 1997				1989 til 1997			
	feb.-april	maj-juli	sept.-nov.	p for samlet tendens	feb.-april	maj-juli	sept.-nov.	p for samlet tendens
Sum NO2+NO3+NH4				** , 0,18%				** , 0,18%
Nordlige Kattegat	-	-, *	+		-	-	+	
Sydlig Kattegat	-	-	-		-	-, *	-	
Bælterne	-	-, *	-, *		-	-	-	
Sydlig Bælthav	-	-	-		-	-	-	
Arkona Bassinet		-, *	-, *			-, *	-, *	
PO4				** , 0,74%				*** , 0,02%
Nordlig Kattegat	-	-	-		-	-	-	
Sydlig Kattegat	-	-	-		-	-, *	-	
Bælterne	-	+	-		-, *	-	-, *	
Sydlig Bælthav	-, *	-	-		-, *	-	-	
Arkona Bassinet	-	-	+		-	-	-	
Arealproduktion				* , 3,52%				* , 1,29%
Nordlig Kattegat	-, *	-, **	-		-	-, **	-	
Sydlig Kattegat	-	-, **	+		-	-, **	-	
Bælterne	-	-, *	-		+	-, **	-	
Sydlig Bælthav	-, *	-	+		+	-, *	-, **	
Arkona Bassinet	-	-	+		-	-	-	
PPI				*** , 0,006%				* , 3,52%
Nordlig Kattegat	-, ***	-, ***	-, **		-	-, **	-	
Sydlig Kattegat	-, *	-, ***	-		-	-, *	-	
Bælterne	-, *	-, ***	-		+	-, *	+	
Sydlig Bælthav	-, ***	-, **	-		-	-, **	-	
Arkona Bassinet	-, *	-, ***	-		-	-, *	+, *	
Klorofyl konc.				ikke sign.				ikke sign.
Nordlig Kattegat	-	+	+		+	-	+	
Sydlig Kattegat	-	+	+		+	-	+	
Bælterne	-	+	-		+	-	-	
Sydlig Bælthav	+	+	+		+	-, *	-	
Arkona Bassinet	-	+	+		-	-	-, *	
Temperatur				*** , 0,006%				ikke sign.
Nordlig Kattegat	+	+	+		-	+	-	
Sydlig Kattegat	+	+	+		-, *	-	+	
Bælterne	+	+	+		-	-	+	
Sydlig Bælthav	+	+	+		-, *	-	+	
Arkona Bassinet	+	+	+, **		-	-	+	
Secchi-dybde				ikke sign.				ikke sign.
Nordlig Kattegat	-	+, *	+		-	-	-	
Sydlig Kattegat	-	+	+		-	-	-	
Bælterne	+	-	+		-	-	+	
Sydlig Bælthav	+	+	+		-	+	+	
Arkona Bassinet	+, *	-	-		-	+	+	
Salinitet				ikke sign.				ikke sign.
Nordlig Kattegat		-, *	+, *		+	-	+	
Sydlig Kattegat	-	-	-		+	-	+	
Bælterne	-	-	+		-	-	+	
Sydlig Bælthav	+	-	+		-	-	+	
Arkona Bassinet		-, *	-			-, *	+	

For hele perioden 1979 til 1997 ser vi en klar negativ trend for PPI (Tabel 5.2). Alle fem områder viser en negativ tendens for både forår, sommer og efterår, og for forår og sommer er alle de enkelte korrelationer signifikante. Arealproduktionen viser også en negativ trend forår og sommer, men ikke om efteråret. Samlet er tendensen dog signifikant negativ. Udviklingen i koncentrationerne af både fosfor og kvælstof er også negative, mest markant for kvælstof om sommeren. Temperaturen udviser også en signifikant trend, men i positiv retning, hvorimod sigtddybden og salinitet ikke udviser ændringer.

For perioden 1989 til 1997 er mønsteret nogenlunde det samme. Arealproduktionen er faldet i 12 ud af 14 tilfælde, mest markant om sommeren. Det samme ser vi for PPI om sommeren, hvor der også er et signifikant fald i alle fem områder. Både uorganisk fosfor og kvælstof udviser en signifikant faldende tendens, mens de øvrige parametre ikke udviser nogen samlet tendens.

Det skal understreges, at ovenstående analyser kun omfatter 13 stationer i de åbne farvande. Udviklingstendenserne for disse stationer kan godt afvige fra billedet på andre stationer.

5.2.1.2 Arealproduktion, udviklingstendenser 1977-1996

Den foregående analyse omhandler kun data fra 13 stationer i de åbne farvande, hvor der foreligger sammenhørende målinger af primærproduktion og klorofyl. Dette afsnit behandler alle amtsstationer, hvor der foreligger tidsserier for areal primærproduktionen fra 1989, eller tidligere, og frem til 1996, i alt 26 stationer for de åbne havområder. Data er også analyseret af amterne i de regionale rapporter. Her finder man en negativ tendens på stationer, hvor der er lange tidsserier (Fyns Amt, 1998), men der er sjældent tale om signifikante værdier, når man tester stationerne enkeltvis med Kendalls- τ test. I dette afsnit er korrelationskoefficienterne for Kendalls- τ test sammenstillet med det formål at se på det generelle mønster i udviklingen.

Klart fald i primærproduktionen forår og sommer i de indre farvande.

Analysen er opdelt i tre sæsoner. En forårsperiode fra februar til april, en sommerperiode fra maj til juli og en efterårsperiode fra august til oktober. Analysen inkluderer alle amtsstationer i de åbne havområder med en vanddybde på over 10 m, og hvor der er data for 6 år eller mere. Afgrænsningen til stationer dybere end 10 m er foretaget for at undgå, at forhold der er specifikke for kystnære områder påvirker analysen. I Nordsøen er der ingen tendens i tallene for forår og sommer, men i efterårsperioden viser 8 ud af 9 stationer en positiv tendens. Dette er signifikant på 1% niveau, når det testes med en fortegnstest, hvor forventningen (nulhypotesen) er, at der ikke er nogen tidsmæssig udvikling. I de indre farvande viser 15 ud af 16 stationer en negativ trend i forårsperioden, og for 5 stationer er der tale om en signifikant udvikling for den enkelte station. Om sommeren er billedet det samme, her er koefficienterne negative for alle 16 stationer, og signifikant negative for to stationer. Den samlede negative tendens er signifikant på 0,1% niveau. Om efteråret er der ingen generel tendens, idet 8 stationer viser en stigning og 8 stationer et fald. En enkelt station viser en signifikant stigning. Samlet er der således sket et klart fald i areal primærproduktionen fra februar til og med juli i de indre farvande. I Nordsøen er der ingen tendens forår

og sommer, men en stigning i efterårsperioden. Billedet er det samme, om man ser på hele perioden fra 1977 til 1996 eller kun på perioden 1989 til 1996, hvor der er flest data.

Tabel 5.3 Korrelationskoefficienter for Kendalls- τ test for areal primærproduktionen over tid. Analysen inkluderer alle amtsstationer i de åbne havområder, hvor dybden er over 10 m og tidsserier på 6 år eller mere. Signifikante trends på enkelt stationer er angivet på samme måde som i *Tabel 5.2*.

Station	Forår	Sommer	Efterår
Vesterhavet:			
RIB 1510003		-0,14	0,33
RIB 1510009		0,24	0,33
SJY 2	0,03	-0,15	0,27
SJY 3	0,18	-0,03	0,09
RKB 41	-0,20	-0,09	0,35
RKB 42	-0,09	-0,02	0,42
RKB 43	0,00	0,00	0,29
RKB 44	0,00	-0,14	0,00
RKB 62	-0,36	0,14	0,36
RKB 63	0,03	0,24	0,24
Kattegat N/S:			
ARH 170006	-0,43	-0,79**	-0,21
ARH 190004	-0,21	-0,14	0,14
Kattegat S:			
FRB 1939	-0,14	-0,33	-0,14
Lillebælt:			
FYN 6100014	-0,39*	-0,31	0,31
FYN 6100020	-0,35*	-0,32	0,16
FYN 6100021	-0,48**	-0,16	0,02
FYN 6100051	-0,54**	-0,63**	0,14
FYN 6200027	-0,06	-0,11	-0,03
FYN 6200901	-0,42	-0,21	-0,21
FYN 6300043	-0,10	-0,09	0,02
FYN 6300044	-0,40*	-0,05	-0,08
Øresund:			
KBH 1944	0,14	-0,36	-0,14
Sydlige Bælthav:			
FYN 6500033	-0,32	-0,15	0,23
FYN 6500051	-0,18	-0,19	-0,09
FYN 6500053	-0,37	-0,24	-0,31
STR 0101015	-0,21	-0,21	0,57*

5.2.2 Konklusion

Samlet viser analyserne en klar nedgang i arealprimærproduktionen over tid i alle farvande fra det Nordlige Kattegat til Arkona Bassinet. Kun i Nordsøen er der ingen nedgang at spore. Nedgangen er mest markant, når man ser på hele perioden fra 1970'erne til 1997, men der er også sket et signifikant fald i perioden fra starten af vandmiljøplan I i 1989 og til i dag.

Analysen i *afsnit 5.2.1.1* viser, at årsagen til nedgangen er en lavere produktionskapacitet hos cellerne (nedgang i PPI). Denne modsvarer til en vis grad af en højere klorofylkoncentration, således at arealproduktionen ikke falder helt så meget som PPI. Årsagen til nedgangen i PPI kan ikke fastlægges med denne analyse, men det er nærliggende at koble den til de generelt faldende koncentrationer af uorganisk fosfor og kvælstof. Her er det generelle billede (*afsnit 4.4*), at koncentrationerne er faldet mere for fosfor end for kvælstof, hvilket stemmer med, at den største reduktion i udledningen fra land har været for fosfor (*afsnit 3.1*). På de 13 stationer, som indgår i analysen i *afsnit 5.2.1.1*, har reduktionen i fosfor og kvælstof været af samme størrelse, og det er derfor ikke muligt at skille effekterne ad.

Faldet i primærproduktionen afspejles ikke i et tilsvarende fald i klorofylkoncentrationen. Specielt ikke i sommermånederne, hvor mønsteret med et fald i produktionen er tydeligst (*Figur 5.7*), men hvor der er en tendens til højere niveauer for klorofyl i perioden 1989 til 1993 (*Figur 5.6*). Dette skyldes formodentlig, at biomassen af zooplankton, og dermed græsningstrykket, er faldet fra 1980'erne til 1990'erne. Specielt i årene 1988-93 var der en lav zooplanktonbiomasse, dvs. nogenlunde de samme år hvor klorofyl koncentrationen var høj. *Figur 5.1* viser, at zooplanktonet på mange stationer har kapacitet til at græsse hele primærproduktionen i sommerperioden. Det er derfor rimeligt, at en koblet nedgang i primærproduktion og zooplanktonbiomasse ikke giver anledning til ændringer i klorofyl koncentrationen.

En vigtigt aspekt af analysen er følsomheden af de forskellige parametre. Analysen viser, at primærproduktionsmålinger er den parametre, der udviser det mest konsistente og signifikante mønster over tid. Specielt ser PPI-indekset ud til at være meget følsomt for ændringer, idet det udviser relativt større ændringer end fx arealproduktionen. Fra januar 1998 er prøvetagningen ændret, således at der altid analyseres for klorofyl i forbindelse med primærproduktionsmålinger. I NOVA-programmet bliver det derfor muligt at følge udviklingen i PPI på flere stationer både i fjorde og i de åbne farvande. Dog er antallet af stationer, hvor der måles primærproduktion, reduceret i forhold til tidligere. Analysen viser også, at klorofyl ikke er en god parameter for ændringer i pelagialet, fordi den, som ovenfor nævnt, er en balance mellem flere modsat rettede processer.

5.3 Klorofyl

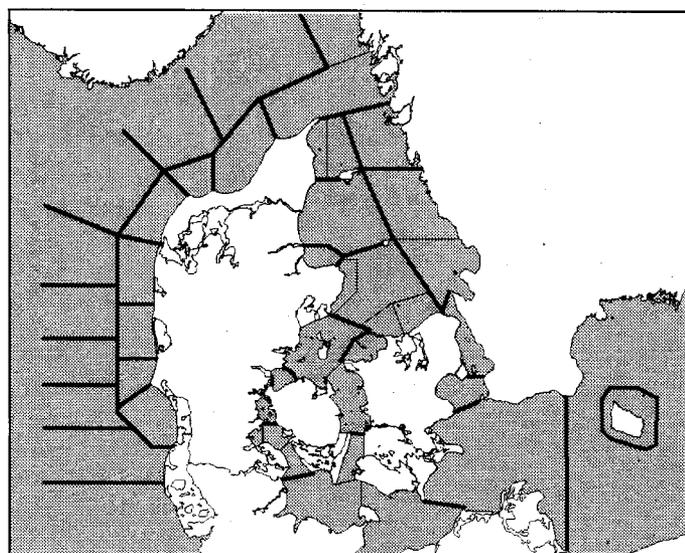
Klorofylkoncentrationen bruges normalt som et mål for biomassen af fytoplankton, da klorofyl kun findes i planteceller. Måling af klorofyl er simple end fx primærproduktionsmålinger, og der er derfor en større tidsmæssig og rumlig dækning af klorofyl data end for andre fytoplanktonrelaterede parametre. Forholdet mellem klorofyl og fx kulstofbiomassen for fytoplankton varierer dog betydeligt afhængig af artssammensætningen og algenes fysiologiske tilstand. Højt lys og lav næringssalttilførsel vil give et højt C:Chl forhold, mens lavt lys og rigelig tilgang på næringssalte giver et lavt C:Chl forhold. Samtidig findes klorofyl også i døde fytoplanktonceller. Klorofylkoncentrationen kan bruges til at få et generelt billede af fytoplanktonbio-

massen, men man skal være varsom med at fortolke dette billede for detaljeret.

I det følgende gives en analyse af den geografiske variation i klorofylkoncentrationen og af sammenhængen mellem klorofyl og udledning af næringssalte fra land. Klorofylkoncentrationen varierer over sæsonen med et to-toppet forløb. Fra et lavt vinterniveau stiger koncentrationen til et forårsmaksimum i februar-marts. Fra maj til juli eller august er klorofylkoncentrationen lav og ofte relativt konstant. I slutning af juli eller i august måned stiger koncentrationen igen for at toppe i et efterårsmaksimum i september. Analysen er udført på middelværdierne for februar til april.

Geografisk variation

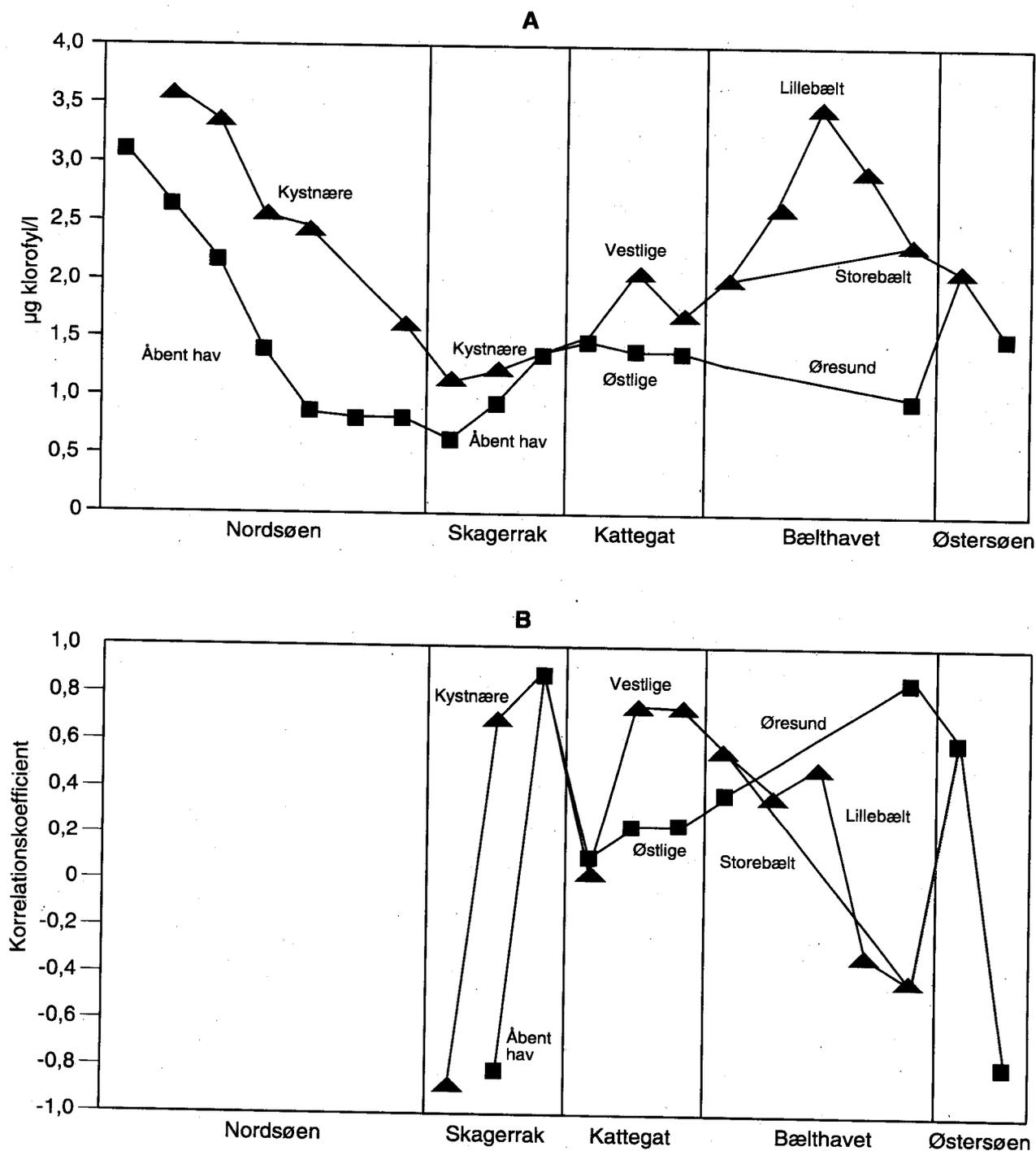
For at undersøge den geografiske variation i klorofyl koncentrationen, er de danske farvande blevet inddelt i en række områder (se *Figur 5.8*). Inddelingen svarer stort set til inddelingen i det hydrologiske referencesystem. Indenfor hvert område er alle klorofyl data fra de øverste 10 m puljet. Dernæst er det ved en variansanalyse undersøgt (se *Boks 4.1*), om områderne har samme variation på måneds- og årsbasis og samme middel niveau. Derved er en række områder samlet i et overordnet område, fx kan 4 inddelinger i det sydlige Kattegat samles til et overordnet område. Ved analysen er fundet, at den vigtigste forskel mellem overordnede områder er middel niveauet af klorofyl. Der er derfor tale om stigende/faldende gradienter af klorofylniveau, når vi bevæger os igennem de danske farvande.



Figur 5.8 Inddeling af de danske farvande i områder. Overordnede områder, hvor inden for stationerne udviser ens middel niveau af klorofyl, er adskilt med fede linier.

Dette er illustreret i *Figur 5.9*, hvor middelniveauerne for klorofyl i de overordnede områder er afbildet ved en gennemgang af de danske farvande fra Tyske Bugt til østlige Østersø. I Nordsøen aftager koncentrationen nordpå med stigende afstand fra udledningerne i Tyske Bugt (*Kap. 4*). Niveaulet er lavere ude til havs end inde langs kysten, hvilket passer med, at det næringsrige vand fra Tyske Bugt løber op langs den jyske vestkyst og kun i begrænset omfang blandes op med vand fra den centrale del af Nordsøen (*Kap. 4*). Klorofylkoncentrationen når et minimum i Skagerrak, igen med de laveste værdier længst

ude. Niveaueet i Kattegat er omkring 50% højere end i Skagerrak, og niveaueet stiger yderligere i Storebælt og især i Lillebælt. I det Sydlige Bælt hav falder niveaueet igen, så det i Arkona Bassinet er nede på samme niveau som i Kattegat. I Øresund ligger koncentrationerne på linie med værdierne i Østersøen og det østlige Kattegat, hvilket stemmer med en stor udstrømning af Østersøvand gennem Øresund og op langs den svenske kyst i Kattegat.



Figur 5.9 A. Geografisk variation i middel klorofylkoncentrationen gennem de danske farvande. B. Korrelation af middel klorofylkoncentrationen i forårsmånederne (februar-april) mod N-tilførslen.

Sammenhængen mellem klorofyl og udledningen af næringssalte fra land er analyseret. Analysen er udført ved at beregne korrelationskoefficienterne på månedsbasis for sammenhængen mellem forskellige parametre for næringsstofftilførsler og klorofylkoncentrationen for et givet område. Som parametre for næringsstofftilførsler er testet udledningerne af fosfor og kvælstof med og uden tilbageholdelse i fjordene for forskellige vandområder. De forskellige parametre udviser en høj grad af intern korrelation, og deres effekter på klorofylkoncentrationen kan derfor ikke skelnes fra hinanden. Der er i hvert tilfælde udvalgt den parameter for næringsstofftilførsler som udviser den højeste korrelationskoefficient. For alle havområder er der fundet signifikante korrelationer. Korrelationskoefficienterne er vist på *Figur 5.9B*. Beregningerne er ikke gennemført for Nordsøen, da der ikke er data for den samlede næringsstofftilførsel på månedsbasis.

Figuren viser, at der er en positiv sammenhæng mellem næringsstoffudledning fra land og klorofylkoncentrationen i de kystnære dele af Skagerrak, det vestlige Kattegat, Øresund, dele af Storebælt og den vestlige Østersø. Sammenhængen er mindre udtalt, men dog stadig positiv, i den nordlige og østlige del af Kattegat. I Skagerrak ved Tannis Bugt, i det sydlige Lillebælt og Arkona Bassinet er der signifikante negative korrelationer.

Overordnet stemmer billedet godt med konklusionerne i *Kapitel 4* om næringssaltkoncentrationer, idet der gennemgående er positive sammenhænge midt i de danske farvande, hvor landtilførslen også kan spores i de målte koncentrationer for næringssalte (*Kap. 4*). De negative korrelationer i Skagerrak, det sydlige Lillebælt og Arkona Bassinet må antages at være en effekt af et samspil mellem klimatiske/hydrografiske forhold og mønsteret for ferskvandsafstrømningen.

5.4 Udviklingstendenser i fyto- og mesozooplanktonbiomasser

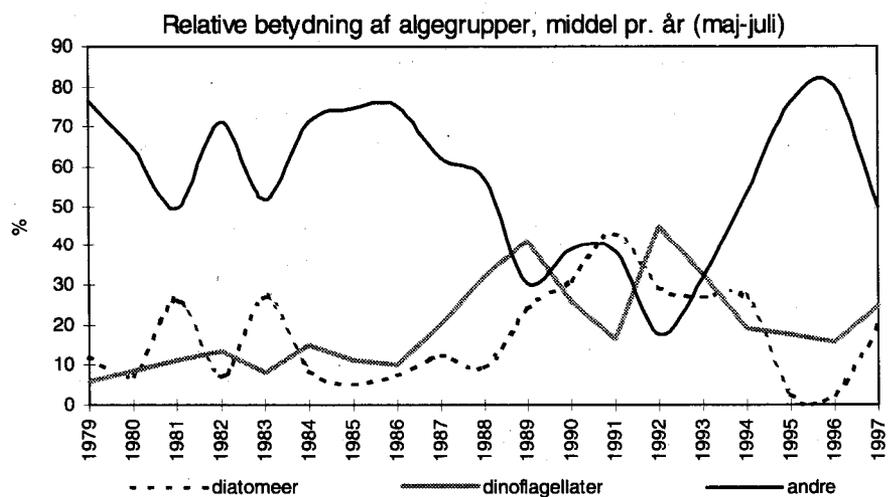
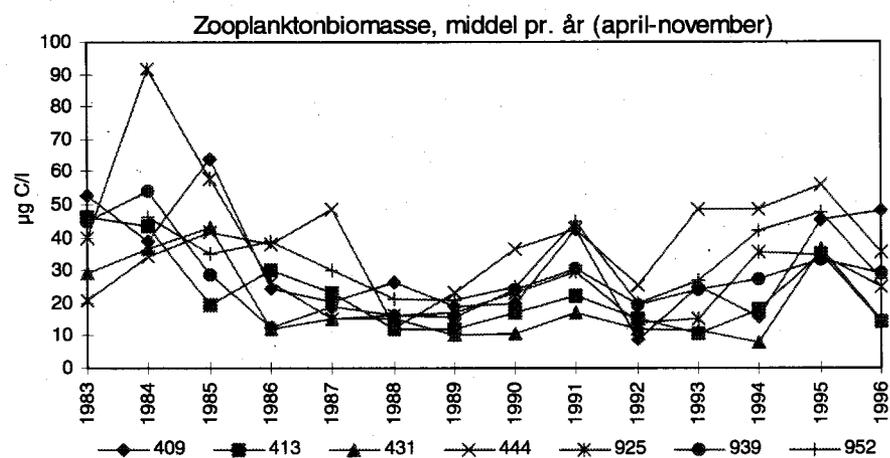
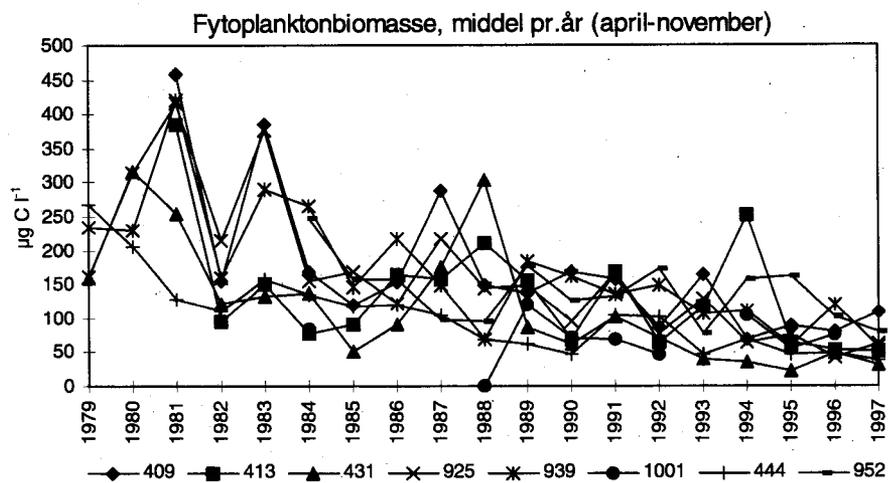
Primærproduktionens størrelse og sammensætningen af fytoplanktonsamfundet er vigtig for et havområdes miljøtilstand. Størrelses- og artssammensætning i kombination med zooplanktonets græsningskapacitet bestemmer primærproduktionens videre skæbne i det marine fødenet. Analysen af areal primærproduktionen i de indre farvande viser en signifikant nedgang i forårs- og sommermånederne (*afsnit 5.2*). Tidligere undersøgelser i Kattegat har påvist, at vandlopperes ægproduktion er fødebegrænset i den lagdelte sommerperiode. Dette bekræftes af undersøgelserne på 7 af DMU's åbenthav stationer, hvor zooplanktonets græsningspotentiale overstiger primærproduktionen i de tre sommer måneder (*afsnit 5.1.4*). Hvis man samtidig tager i betragtning, at vandlopperne kun er i stand til at udnytte en del af de fytoplanktonarter, som bidrager til produktionen om sommeren, må man formode, at en reduktion i primærproduktionen vil betyde en mindre population af mesozooplankton. I det følgende er den tidsmæssige udvikling i biomasse og sammensætningen af fyto- og zooplankton beskrevet.

Tabel 5.4. Korrelationsanalyser med Kendalls- τ test af udviklingstendenser af forskellige algegrupper, total fytoplanktonbiomasse og nanoflagellaters andel af den totale biomasse. + og - angiver hhv. stigende og faldende tendenser på 5%-niveauet.

	Diatomer	Nano flag	Cyanobak	Dinoflag	Total fyto	% nanoflag
1984-1996						
1001	-				-	
409		-			-	
413		-			-	
925		-			-	
939		-	-		-	
952		-	-		-	-
444		-			-	-
431		-		-	-	
1983-1989						
1001						
409		-				-
413		-				-
925		-				-
939		-				-
952		-	-			-
444		-	-			-
431				-		-
1989-1996						
1001	-					+
409						
413				-		+
925	-			-	-	+
939	-			-	-	+
952				-		
925				-		
444			+	-		
431	-	-		-	-	+

Tabel 5.5 Regressions analyser med Kendalls- τ test af udviklingstendenser af de væsentligste zooplanktonslægter og -grupper. + og - angiver hhv. stigende og faldende tendenser på 5%-niveauet.

	Acartia	Centropa	Temora	Paracal	Oithona	Pseudocal	Vandlopper	Evadne	Podon	Dafnier	Zooplankton
1984-1996											
409									-		
413					-	-	-				-
925					-	-	-		-		-
939					-				-		
952					-						
444	+	+		-							
431						-					
1983-1989											
409	+					-					
413						-	-				
925			-	-	-	-	-				-
939					-	-	-				-
952			-		-	-	-				-
444											
431				+		-					
1989-1996											
409			+				+	+			+
413			+								
925	+		+								
939				-	-						
952		+			-			+			
925											
444					-						
431			+			+	+				+



Figur 5.10 Tidsmæssig udvikling i middelbiomasser (april-november) af fyto- og zooplankton samt den gennemsnitlige relative betydning af algegrupper (maj-juli). Gruppen 'andre' i det nederste panel er næsten udelukkende nanoflagellater.

Den observerede nedgang i primærproduktionen afspejles i kulstofbiomassen af fytoplankton. I perioden 1984 til 1996 er der på de 8

analyserede havstationer således observeret en signifikant nedgang i den totale fytoplanktonbiomasse (Tabel 5.4). Denne nedgang skyldes primært en nedgang i biomassen af nanoflagellater. I perioden 1983 til 1989 er der en signifikant nedgang i biomassen af nanoflagellaterne på 6 ud af 8 undersøgte stationer, mens biomassenedgangen siden 1989 primært skyldes en nedgang i biomassen af kiselalger og dinoflagellater. I løbet af perioden er der således sket et skift i den kvalitative sammensætning af fytoplanktonsamfundet, således at den relative andel af nanoflagellater var markant lavere i perioden fra 1989 til 1994 end før og efter. Det er væsentlig at påpege, at de strukturelle ændringer i fytoplanktonsamfundet er fundet i en periode, hvor den samme person/firma har været ansvarlig for bestemmelsen af fytoplanktonbiomassen. Det vil sige, at det observerede mønster ikke skyldes metodiske problemer med tællingerne.

Udviklingstendenserne for de forskellige mesozooplankton grupper er knap så entydige (Tabel 5.5) som for primærproduktionen. For den samlede periode (1983 til 1996) er der en signifikant nedgang i den samlede zooplankton biomasse på to af de tre analyserede Kattegat stationer (Tabel 5.5). Nedgangen er hovedsagelig sket i perioden før 1989 og skyldes primært ændringer i biomassen af vandloppen *Pseudocalanus*.

5.5 Sammenfatning

I de foregående afsnit er der udført en række analyser af den tidsmæssige udvikling fra 1978 til 1996 i forskellige parametre. Disse kan sammenfattes i følgende punkter:

- Koncentrationerne af både opløst uorganisk fosfor og kvælstof er faldet.
- Primærproduktionen falder signifikant i hele perioden, især produktions potentialet (PPI), men også arealproduktionen (Figur 5.5 og Figur 5.7).
- Fytoplanktonbiomassen (på kulstofbasis) er - set over hele perioden - faldet. Hovedparten af faldet sker før 1989 (Figur 5.10).
- I løbet af perioden sker det et skift i den kvalitative sammensætning af fytoplanktonsamfundet, således at andelen af nanoflagellater er lavt i perioden 1989-93 (Figur 5.10).
- Zooplanktonbiomassen udviser et fald set over hele perioden, men hovedparten af nedgangen sker før 1989 (Figur 5.10 og Tabel 5.5).

Miljøtilstanden forbedret set over hele perioden

Den samlede konklusion er derfor, at der er en klar nedgang i den biologisk aktivitet i de frie vandmasser. Det gælder, når vi ser på hele perioden fra omkring 1978 og til i dag for alle de åbne indre farvande og Arkona Bassinet. Når man analyserer perioden efter vandmiljøplanens start i 1989, er der også sket et fald for en række parametre. Faldet i den biologiske aktivitet falder sammen med en nedgang i niveauet af næringssalte (Kapitel 4, Tabel 5.2), mens andre betydende

faktorer (fx vejrforhold, fysiske forhold) ikke viser samme tendens. Man skal dog være opmærksom på, at nedbøren og dermed afstrømningen fra land, var meget lav i 1996 og 1997, og at disse 2 år har stor betydning for den negative tendens, der ses i de statistiske analyser. Tendensen i de udførte analyser viser imidlertid klart, at en væsentlig årsag til den faldende biologiske aktivitet har været nedgangen i næringssaltkoncentrationerne. Som det fremgår af kapitel 4 er nedgangen i næringssaltkoncentrationer relateret til ændringer i afstrømningen, og for fosfor efter 1989 til reduktionen i udledningerne. Analyserne kan ikke adskille en effekt af nedgang i fosfor- henholdsvis kvælstofkoncentrationer, da begge næringssalte viser samme nedadgående tendens.

Til analyserne af den tidslige udvikling er der brugt Kendalls- τ test. Den viser, om der er en udvikling i en retning over tid. Forløb hvor parametre både stiger og falder over tid skal analyseres med mere komplekse modeller. Vores datagrundlag har endnu ikke en længde, der tillader den type statistiske analyser, men ud fra plot kan der identificeres en periode fra 1988 til 1993, hvor det pelagiske samfund afviger markant for en række parametre:

- Klorofylkoncentrationen om foråret er markant lavere i perioden 1988 til 1993 end i de øvrige år. Klorofylkoncentrationen om sommeren stiger til ca. det dobbelte fra 1988 til 1989 og holder sig på et højt niveau frem til 1993 (*Figur 5.6*).
- Der sker et skift i fytoplanktonsamfundets sammensætning, idet nanoflagellaternes andel af den totale fytoplankton biomasse er omkring 60% frem til 1989 og efter 1993. I perioden 1989 til 1993 er niveauet markant lavere, omkring 30% (*Figur 5.10*). Det betyder, at der sker et skift hen mod større arter i perioden.
- Arealprimærproduktionen i sommeren 1989 i Kattegat er den højeste der nogensinde er målt, og generelt er arealproduktionen om sommeren høj i perioden 1989 til 1993. Omvendt er produktionen om foråret meget lav i årene 1988 til 1990 (*Figur 5.5*).

6 Skadeligt og giftigt fytoplankton - arter og masseopblomstringer

6.1 Skadelige og giftige fytoplanktonarter

Fytoplanktonarter, der har negative effekter på økosystemet og er til gene for de mennesker, der færdes i eller ved havet, betegnes ofte som skadelige. De skadelige effekter skyldes enten mekaniske eller kemiske påvirkninger. En del af de skadelige alger producerer egentlige giftstoffer. Hyppige gener er misfarvning af vandet, skum langs strandene, tilstoppede fiskenet og massedød af bunddyr og fisk. Størstedelen af de skadelige fytoplanktonarter giver først problemer, når de optræder i høje koncentrationer - dvs. danner algeopblomstring. En undtagelse er den gruppe af giftige alger, hvis toksiner akkumuleres i muslinger. På grund af akkumuleringen kan muslinger selv ved lave koncentrationer af alger - koncentrationer der ikke har effekter på økosystemet - blive giftige for mennesker.

Set på verdensplan er omkring 6% (ca. 200 arter) af alle kendte fytoplanktonarter skadelige eller giver gener, fordi de danner masseopblomstringer. (Sournia 1995). Ca. 2% af de marine arter kan danne toksiner. I danske farvande er antallet af kendte skadelige taxa 22 (arter eller slægter) (Tabel 6.1) og hovedparten af disse producerer toksiner (Tabel 6.1 og Tabel 6.4 bagerst i kapitlet). I overensstemmelse med at dinoflagellaterne er den mest artsrige fytoplanktongruppe, er det også inden for denne gruppe de fleste giftige arter findes såvel i Danmark som globalt.

Listen over skadelige og giftige arter øges stadigt. Den stigende opmærksomhed om giftige alger er en væsentlig årsag til dette. Da de fleste arter først erkendes som skadelige, når de danner masseopblomstringer, og forekomsten af opblomstringer for mange arter er sporadisk (se afsnit 6.2) kan der gå mange år før alle skadelige/giftige arter er registreret. Den øgede kontakt mellem verdensdelene kan imidlertid også betyde, at arterne i dag i højere grad spredes og introduceres i økosystemer, hvor de ikke tidligere har været kendt. En væsentlig spredningsvektor er skibstrafikkens balastvand (Hallegræff & Bolch 1992).

En oversigt over arternes effekter og eventuelle toksinproduktion er givet i Tabel 6.4.

Sæsonvariationen for de almindeligste skadelige og potentielt giftige arter er vist i Figur 6.1. Flagellaterne *Chrysochromulina*, *Dictyocha* og *Phaeocystis* optræder typisk lige efter forårsopblomstringen i det sene forår og forsommeren. Høje biomasser af *Phaeocystis* kan dog optræde gennem hele sommeren. *Noctiluca* findes især først på sommeren, mens *Dinophysis*- og *Alexandrium*-arterne opnår de største biomasser midt på sommeren. Cyanobakterierne *Aphanizomenon* og *Nodularia* forekommer i nogle år i stort antal i juli og august. I sensommeren og det tidlige efterår danner *Prorocentrum minimum* og *Gyrodinium aure-*

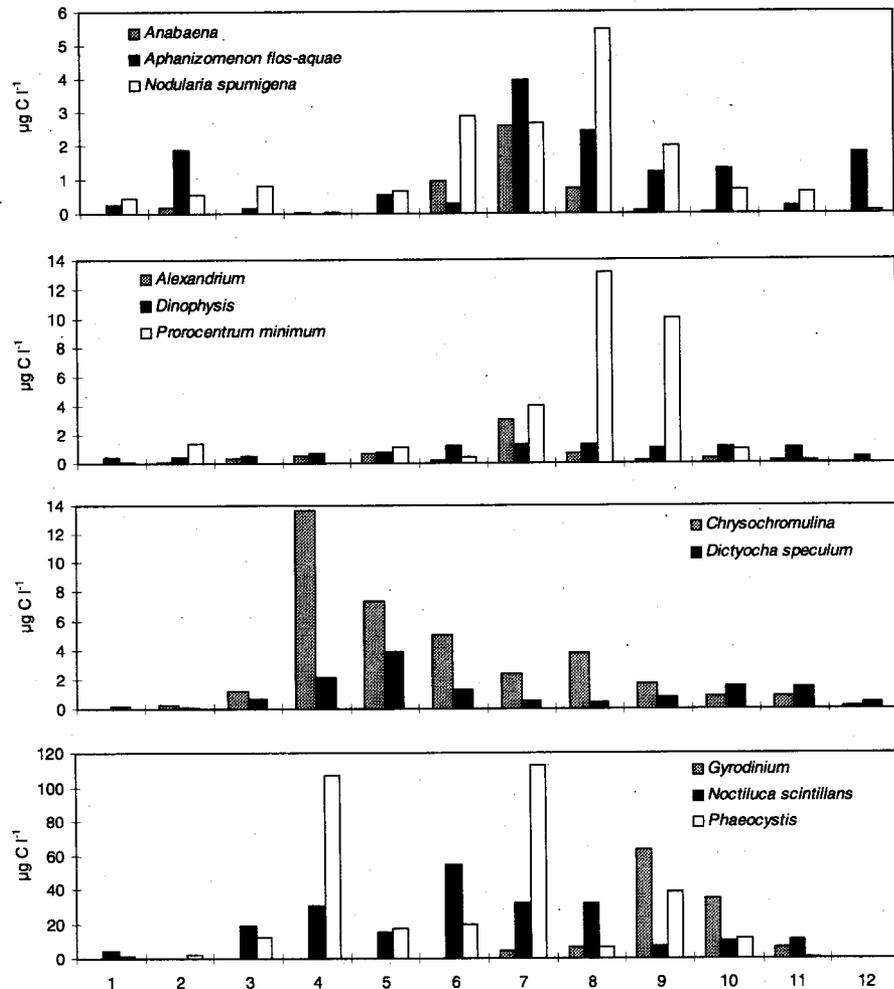
olum opblomstringer. Også cyanobakterierne og *Phaeocystis*, *Chrysochromulina* samt *Noctiluca* findes til tider i så store biomasser, at de misfarver vandet. Fælles for arterne, der danner algeopblomstringer, er, at de skadelige effekter først kommer til udtryk ved høje biomasser (Tabel 6-4).

Dictyocha speculum har kun optrådt i stort antal i 1983, hvor den nøgne form af algen blev observeret for første gang. Siden har både den og den skeletbærende form indgået som en naturlig del af planktonet uden at danne opblomstring (den skeletbærende form er dog hyppigst). Henriksen et al. (1993) mener, at fiskedøden i forbindelse med opblomstringen i 1983 snarere skyldes lave iltkoncentrationer på grund af algernes respiration end toksinproduktion. Det er derfor tvivlsomt, om arten skal anses for at være potentielt giftig.

Tabel 6.1 Skadelige og potentielt giftige planktonarter (taxa) observeret i åbne danske farvande. Δ angiver, at humantoksiske effekter er påvist, men ikke hos danske populationer. Δ indikerer, at der er stor usikkerhed om giftigheden. Årstallet er første år, hvor arten er registreret i masseopblomstring (dette er ikke ensbetydende med, at arten ikke tidligere har optrådt i danske farvande).

Humantoksiske arter			
Cyanobakterier (=blågrønalger)		Dinoflagellater (=furealger)	
<i>Aphanizomenon sp.</i> Δ	1975	<i>Alexandrium</i>	1986
<i>Nodularia spumigena</i>	1975	<i>minutum</i>	
		<i>tamarense</i>	
		<i>ostenfeldii</i>	
Diatomeer (=kiselalger)		<i>Dinophysis</i>	
<i>Pseudo-nitzschia</i>		<i>acuminata</i>	1976
<i>pseudodelicatissima</i>	1992	<i>acuta</i>	
<i>delicatissima</i>		<i>norvegica</i>	
<i>multiseriata</i>		<i>rotundatum</i>	
<i>seriata</i>		<i>Gymnodinium galatheanum</i>	1990
<i>pungens</i>		<i>Prorocentrum minimum</i>	1983
Fisketoksiske arter			
Prymnesiophyceae (stilkalger)		Dinoflagellater	
<i>Chrysochromulina</i>	1988	<i>Gyrodinium aureolum</i> *	1968
<i>polylepis</i> og andre arter			
		Raphidophyceae	
Dictyochophyceae		<i>Chattonella sp.</i> Δ	1998
<i>Dictyocha speculum</i>	1983	<i>Heterosigma akashiwo</i> Δ	1988
Andre skadelige arter (producerer ikke algegifte, men generer på anden måde)			
Diatomeer		Dinoflagellater	
<i>Coscinodiscus</i>	?	<i>Noctiluca scintillans</i>	1983
Prymnesiophyceae			
<i>Phaeocystis globosa</i>	1987		

* nu *Gymnodinium mikimotoi*



Figur 6.1 Sæsonvariation hos almindelige arter/slægter af skadeligt og potentielt giftigt fytoplankton. Angivet som gennemsnitlig biomasse pr. måned. Beregnet på basis af alle datoer, hvor algerne er tilstede. Data omfatter alle kystnære og åbent-hav stationer med regelmæssig overvågning gennem mindst 3 år.

Furealgen *Prorocentrum minimum* danner opblomstringer hvert år i fjorde og kystområder, men den er tilsyneladende ikke giftig i vore farvande. I det hele taget er der stor usikkerhed om artens giftighed. I Japan blev arten i 1940'erne sat i forbindelse med alvorlige muslingeforgiftninger, hvor hundredevis af mennesker omkom, men først i en nyere fransk undersøgelse er giftvirkningen påvist ved forsøg med mus. Undersøgelsen viser, at algen ikke producerer gift før i den aftagende vækstfase.

Dinoflagellat-slægterne *Alexandrium* og *Dinophysis* findes normalt kun i lave biomasser, men set fra et kommercielt synspunkt er det disse slægter, der giver de største problemer, fordi de er almindelige hver sommer og specielt *Dinophysis* hyppigt danner toksiner. Toksinerne fra disse slægter (henholdsvis PSP-toksiner hos *Alexandrium* og DSP-toksiner hos *Dinophysis* (se Tabel 6.4)) akkumuleres i muslinger. Kendskabet til forekomsten af toksinerne er begrænset til de områder, hvor der foregår kommercielt muslingefiskeri (Limfjorden, jyske østkyst, Vadehavet-Nordsøen). I disse områder indføres der hvert år såkaldt skærpet overvågning, eller områderne lukkes helt for fiskeri

på grund af den potentielle fare for toksiner i muslingerne. Aktionsniveauet vurderes ud fra celleantal (der er fastlagt grænseværdier for potentielt toksiske arter, se Andersen 1996) og resultatet af musetest. Siden 1986 er DSP-toksinet okadainsyre fundet stort set hvert år i et eller flere områder langs den jyske østkyst fra Århus Bugt til det sydlige Lillebælt (Tabel 6.2). PSP-toksiner og ASP-toksinet domoinsyre er sjældne, ligesom *Alexandrium* og *Pseudonitzschia* arter kun i få tilfælde har givet anledning til alarm i forbindelse med muslingeovervågningen. Algernes antal giver en god indikation af den potentielle risiko for toksiner i muslingerne, men erfaringerne viser, at beredskabet ikke kun kan bygge på forekomsten af alger, idet okadainsyre også er konstateret i perioder, hvor der er meget få alger i vandet. Dette skete bl.a. i februar 1996.

Tabel 6.2 Forekomst af muslingetoksiner i danske farvande siden 1986. Baseret på data indsamlet i områder, hvor der sker kommercielt muslingefiskeri. Toksinerne kan derfor godt have været til stede i andre områder. PSP= paralytic shellfish poisoning, DSP = diarrhetic shellfish poisoning, ASP = amnetic shellfish poisoning.

År	Fangstlokalitet	Musling	Forgiftningstype	Formodede årsag
1986	Limfjorden	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
1987	Limfjorden	<i>Mytilus edulis</i>	DSP, PSP	<i>Dinophysis</i> , <i>Alexandrium</i>
1988	Limfjorden	<i>Mytilus edulis</i>	DSP, PSP	<i>Dinophysis</i> , <i>Alexandrium</i>
	Jyllands østkyst	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
1989	Jyllands østkyst	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
1990	Limfjorden	<i>Mytilus edulis</i>	DSP, PSP	<i>Dinophysis</i>
1991	Jyllands østkyst	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
1992	Jyllands østkyst	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
	Horns Rev	<i>Spisula solidae</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
	Vadehavet	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
1993	Jyllands østkyst	<i>Mytilus edulis</i>	ASP(*)	<i>Pseudonitzschia</i>
1994	Jyllands østkyst	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
	Horns Rev	<i>Spisula solidae</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
1995	Jyllands østkyst	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
1996	Jyllands østkyst	<i>Mytilus edulis</i>	DSP	<i>Dinophysis</i>
1997	ingen toksiner detekteret i muslinger			

* = ikke verificeret ved krydstjek mellem flere laboratorier.

Ændringer i næringstilførslen kan ændre artssammensætningen

De seneste års indsats for at nedsætte næringsstofftilførslen til de marine områder, ikke bare i Danmark men i flere andre lande i Europa og Asien, medfører ændringer i N:P forholdet, og det diskuteres løbende om disse ændringer kan føre til øget forekomst af giftige alger (fx Hallegraeff 1993, Smayda 1990). Data fra det danske overvågningsprogram indikerer ikke, at der er sket ændringer, som kan sættes i relation til ændringer i N:P forholdet men i betragtning af, at de

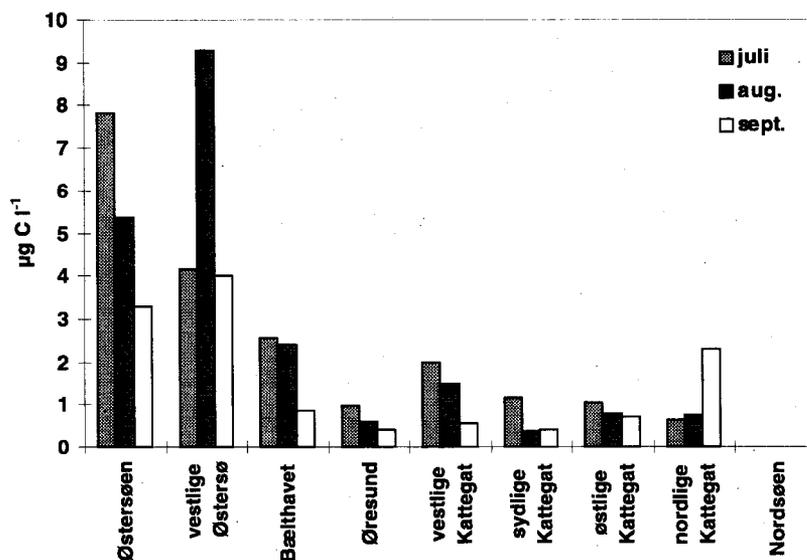
enkelte arters forekomst styres af mange (ikke klarlagte) faktorer og udviser store år-til-år variationer, kan det ikke forventes, at eventuelle ændringer kan detekteres med de forholdsvis korte tidsserier, som datamaterialet repræsenterer.

Eutrofiering øger forekomsten af fytoplankton

Hvorvidt den menneskeskabte eutrofiering af havet har øget forekomsten af giftige alger er vanskeligt at afgøre. Der registreres i dag flere opblomstringer af skadelige alger end tidligere, men det kan skyldes den øgede opmærksomhed. Desværre giver de eksisterende data sjældent et pålideligt grundlag for at teste hypotesen, fordi de ikke dækker lange tidsperioder, og fordi de ikke er indsamlet på en optimal måde. En stigende næringstilførsel øger imidlertid forekomsten af fytoplankton (udtrykt ved produktion og biomasse) (Berg & Radech (1985), Kaas et al. (1996), Prakash (1987), Richardson & Heilman (1995)), og da de giftige arter er en naturlig del af fytoplanktonsamfundet, øger eutrofiering også sandsynligheden for, at de giftige arter - ligesom andre arter - forekommer i større antal og i yderste konsekvens danner opblomstringer.

Geografisk udbredelse

De skadelige og potentielt giftige arter har forskellig geografisk udbredelse. *Phaeocystis* og *Noctiluca* er typiske Nordsø-arter, der hovedsageligt danner opblomstringer langs Jyllands vestkyst, i Skagerrak og det nordlige Kattegat. *Gyrodinium aureolum* var i 1980'erne især almindelig i Nordsøen, den vestlige Limfjord og Skagerrak, mens den i 1990 og 1997 dannede store opblomstringer i indre farvande. I 1997 nåede algen exceptionelt langt sydpå, idet den blev observeret i Langelandsund (Lillebæltssamarbejdet 1998). Arten er ikke fundet i Østersøen. Cyanobakterier er knyttet til det lavsaline Østersøvand og har deres hovedudbredelse i den vestlige og egentlige Østersø (Figur 6.2). Mange af de skadelige arter er dog almindelige i alle farvandsafsnit. Det gælder fx arter af *Dinophysis*, *Pseudonitzschia* og *Chrysochromulina*.



Figur 6.2 Den gennemsnitlige biomasse ($\mu\text{g C l}^{-1}$) af cyanobakterier (*Anabaena* spp., *Aphanizomenon* sp., *Nodularia spumigena*) i farvandsafsnit fra Østersøen til Nordsøen. Cyanobakterier er observeret enkelte gange i lille antal i Nordsøen ud for Ringkøbing Fjord. Baseret på data fra 1974-1997 fra kystnære og åbent-hav stationer.

6.2 Algeopblomstringer

Algeopblomstringer er generelt betegnelsen for forekomster af høje biomasser af fytoplankton, men der er findes ikke klare definitioner af, hvor høj biomassen eller antallet af celler skal være for at udgøre en opblomstring. Algeopblomstringer er en naturlig del af fytoplanktons sæsonsucceSSION (se afsnit 5.1), men de senere års forekomster af usædvanlige opblomstringer, og de negative effekter, der ses af opblomstringerne, fx bunddyrsdød og iltsvind, har påpeget behovet for at følge udviklingen og forstå de mekanismer, der ligger bag opblomstringerne.

Populært sættes "algeopblomstringer" oftest lig med forekomster af skadelige alger, og betegnelsen "skadelige algeopblomstringer" (på engelsk Harmful Algal Bloom, normalt forkortet til HAB) er i dag en internationalt anerkendt betegnelse. ICES (1984) definerer HAB som opblomstringer, der giver anledning til særlig opmærksomhed, især i offentligheden, som følge af deres (for mennesker synlige) effekter. Effekterne er for eksempel misfarvning af vandet, skumdannelse, og giftvirkninger på dyr og mennesker. Hyppigst skyldes disse effekter én art, der forekommer i (usædvanligt) høje koncentrationer, mens alle andre arter er fåtallige. Ofte omtales alle forekomster af arter, som indebærer risiko for forgiftning af mennesker, som skadelige opblomstringer uanset om koncentrationen af arten er lav.

6.2.1 Masseopblomstringer af giftige alger

I "Marine områder 1993", hvor fytoplankton var temaemne, er der givet en nøjere beskrivelse af de arter, der danner opblomstringer i danske farvande (Agger et al. 1994). Tabel 6.3 giver en oversigt over større opblomstringer i danske farvande gennem de seneste 30 år. Specielt registreringerne af *Phaeocystis* og *Noctiluca* er sandsynligvis mangelfulde, da disse opblomstringer ikke normalt har skadelige effekter, og de efterhånden regnes som et naturligt element i sæsonsucceSSIONen i Nordsøen. Der har dog været et bemærkelsesværdigt fald i antallet af *Phaeocystis* opblomstringer fra 1980erne til 1990erne. Årsagen til denne forandring kendes ikke. Denne rapport omtaler kun de 2 markante opblomstringer af *Gyrodinium aureolum* og cyanobakterier i 1997.

Cyanobakterier

Den første større opblomstring af cyanobakterier fandt sted i 1975, hvor *Nodularia spumigena* dannede masseforekomst i Århus Bugt. I 1992 og 1995 blev der observeret opblomstringer af cyanobakterier i den vestlige Østersø, det sydlige Bælthav og Øresund. Specielt store mængder forekom i det sydlige Lillebælt i 1992 ($274 \mu\text{g C l}^{-1}$) og i Køge Bugt i 1995 ($869 \mu\text{g C l}^{-1}$). I forbindelse med opblomstringen i 1995, blev der målt toksinkoncentrationer på $1534 \mu\text{g}$ nodularin pr. g tørret algemateriale fra Køge Bugt, hvilket svarer til de højeste koncentrationer af levertoksin, der er fundet i danske søer (Henriksen 1996). Kvantitativt var koncentrationen af toksin omkring $500 \mu\text{g}$ pr. liter. Den største udbredelse af cyanobakterier forekom i august 1997, hvor der blev fundet høje overfladekoncentrationer i et stort område fra den nordlige Østersø til det centrale Kattegat. Der er ikke tidligere set store opblomstringer i Kattegat.

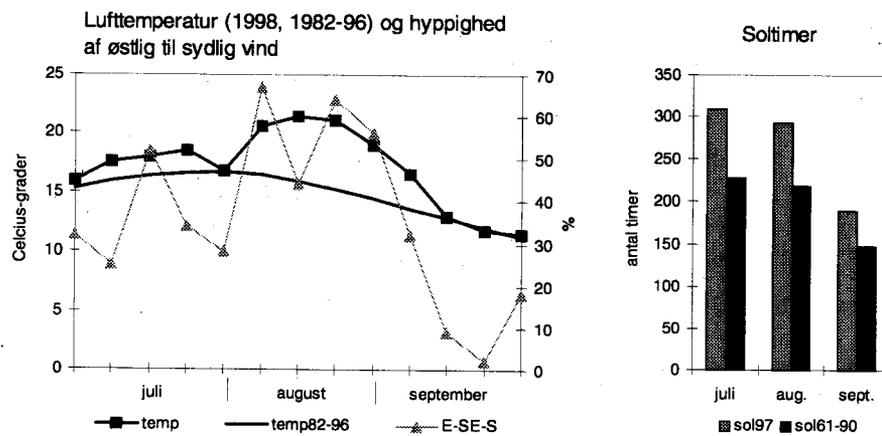
Tabel 6.3. Opblomstringer i åbne danske farvande i 1968-1998, som har haft stor udbredelse og hyppigt har givet misfarvning af vandet og toksiske effekter. Data efter 1988 bygger på algemeldinger indberettet til DMU og data fra den nationale fytoplanktondatabase. Data fra før 1988 stammer fra rapporter og/eller videnskabelige publikationer.

	Tid	Art	Maksimum celletal	Toksiske effekter	Område
1968	august-oktober	<i>Gyrodinium aureolum</i>	8,6 mill l ⁻¹	ja	Jyllands vestkyst
1975	august	<i>Nodularia spumigena</i>	ukendt	ja	Århus Bugt i nord til sydlige Lillebælt
1976	august	<i>Nodularia spumigena</i>	ukendt	ja	Århus Bugt i nord til sydlige Lillebælt
1981	september	<i>Gyrodinium aureolum</i>	ukendt	ja	Jyllands vestkyst
1983	maj	<i>Dictyocha speculum</i>	maks. 25 mill l ⁻¹	??se tekst	Lillebælt
1988	maj-juni	<i>Chrysochromulina polylepis</i>	100 mill l ⁻¹	ja	Skagerrak, Kattegat og Bælthavet
1988	maj-juni	<i>Phaeocystis globosa</i>	1,7 mill l ⁻¹	nej	Jyllands vestkyst
1990	august-september	<i>Gyrodinium aureolum</i>	maks. 9 mill l ⁻¹	ja	Nordjyllands Østkyst
1991	juni	<i>Chrysochromulina spp.</i>	maks. 5,3 mill l ⁻¹	ja	Lillebælt
1992	april-maj	<i>Chrysochromulina spp.</i>	maks. 45 mill l ⁻¹	ja	Lillebælt
1992	august	Cyanobakterier	maks. 274 µg C l ⁻¹	ikke kendt	Lillebælt
1993	maj	<i>Chrysochromulina spp.</i>	maks. 12 mill l ⁻¹	nej	Bælthavet
1994	juli-august	Cyanobakterier ¹	maks. ² 47 µg C l ⁻¹	ikke kendt	vestlige Østersø, Bælthavet, Køge Bugt
1995	juli-august	Cyanobakterier ¹	maks. 869 µg C l ⁻¹	ikke kendt	vestlige Østersø, Bælthavet, Køge Bugt
1996	september	<i>Prorocentrum minimum</i>	ukendt	nej	Øresund
1997	juli-august	Cyanobakterier ¹	maks. 450 µg C l ⁻¹	ja	Østersøen, Bælthavet, sydlige Kattegat
1997	september	<i>Gyrodinium aureolum</i>	maks. 5.5 mill l ⁻¹	ja	Kattegat, Lillebælt, Storebælt
1998	maj	<i>Chattonella sp.</i>	maks. 23 mill l ⁻¹	ja	Jyllands vestkyst, Skagerrak

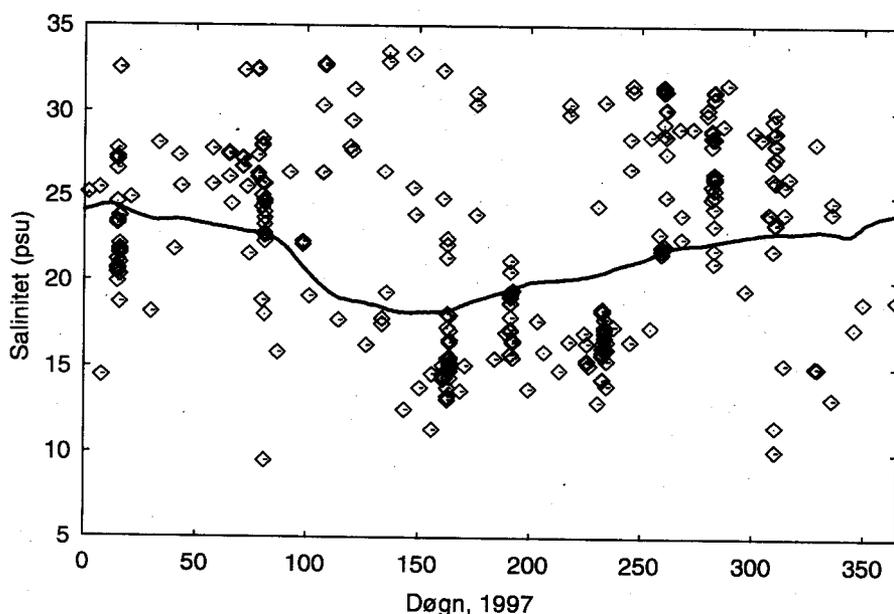
¹ omfatter *Nodularia spumigena* (hyppigst dominerende), *Aphanizomenon flos-aquae* og *Anabaena* spp.. Tidligere opblomstringer har sandsynligvis også omfattet alle 3 taxa.

² maksimal biomasse målt på overvågningsstationerne, biomasse kan være større.

Cyanobakterier er en vigtig komponent i sommerplanktonet i Østersøen hvert år. Især solrige, varme og vindstille somre giver store opblomstringer, og i perioder med udstrømning fra Østersøen breder opblomstringerne sig til Bælthavet og Øresund (fx 1994 og 1995). Vejrforholdene i august 1997 var domineret af usædvanlig lange perioder med udstrømning fra Østersøen (pga. overvejende øst-sydlige vindretninger), mange soltimer og meget høje vandtemperaturer (Figur 6.3). Som følge af det stille vejr og den store udstrømning opblandingen af salt bundvand meget begrænset, og overfladevandet i Kattegat havde derfor en usædvanlig lav salinitet (Figur 6.4) og høj temperatur (Figur 6.5).



Figur 6.3 Vejrforholdene i juli-september 1997.



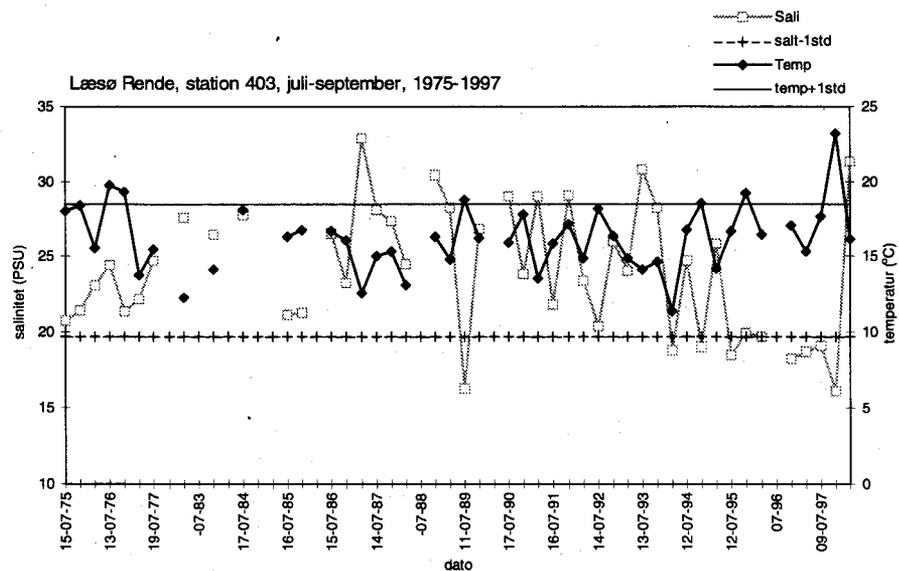
Figur 6.4 Salinitet i overfladevandet i Kattegat i 1997. Kurven angiver middelsaliniteten for 1974-1996. Dag 200 = 19. juli og dag 250 = 7. september.

Det Østersø-prægede vand blev i august observeret så langt mod nord som Læsø Rende (Figur 6.5). Overfladesaliniteten var på dette tidspunkt 16,1 PSU. Så lave saliniteter er set i mindre end 1% af målingerne gennem de seneste 23 år. Samtidig var temperaturen 7 grader højere end middeltemperaturen i juli-september i samme periode. Opblomstringen af cyanobakterier i Kattegat var således betinget af en stor udstrømning af Østersøvand, en manglende opblanding af saltere bundvand og ekstremt høje vandtemperaturer.

Læger i Storstrøms amt observerede flere tilfælde af ildebefindende hos folk, der (trods advarsler) badede i algeopblomstringen (Hjort, pers. com.). Der blev derimod ikke observeret effekter af cyanobakterieopblomstringen på fisk eller bunddyr.

Store forekomster af cyanobakterierne *Nodularia spumigena* og *Aphanizomenon sp.* er knyttet til lavsalint vand med lavt N:P forhold. Da

arterne er i stand til at fiksere frit kvælstof, har det været fremført, at reduktioner i N:P-forholdet, som følge af reduktioner i kvælstoftilførslen, vil give opblomstringer i Kattegat, men der er ikke fagligt grundlag for denne formodning. Ligesom i ferskvand er det ikke alene det lave N:P-forhold, men også koncentrationen af fosfat, der bestemmer væksten af *Nodularia* og *Aphanizomenon* (Hillman et al. 1990, Lehtimäki et al. 1997). Dertil kommer at saliniteten i Kattegat er for høj for cyanobakterierne. *Aphanizomenon* vokser ikke ved saliniteter over 10‰ og selvom *Nodularia* kan tåle saliniteter på op til 30‰ har den sin maksimale vækst ved 10-15‰. I overensstemmelse hermed er opblomstringer af cyanobakterier sjældne i marine områder, uanset N:P-forholdet flere steder skulle give dem optimale konkurrence forhold.



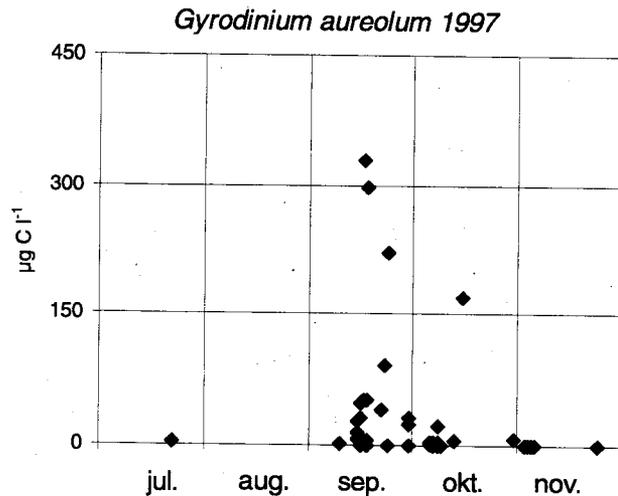
Figur 6.5 Temperatur og salinitet i overfladevandet (0-10 m) i Læsø Rende (st. 403) 1974-1997.

Gyrodinium aureolum

Den første større opblomstring af furealgen *Gyrodinium aureolum* i danske farvande blev registreret i 1968 langs den jyske vestkyst (Hansen et al. 1969). Arten har siden indgået som en vægtig komponent i sensommeren-efterårets fytoplanktonsamfund. Den største opblomstring blev observeret i september 1997, hvor algen var meget talrig i det vestlige Kattegat og i Bælthavet. *Gyrodinium aureolum* har ikke tidligere dannet masseopblomstring i Lillebælt, og de relativt høje koncentrationer så langt syd på som Langelandsund er ligeledes usædvanlige (VMP-rapporterne: Lillebæltssamarbejdet 1998, Vejle Amt 1998, Nordjyllands og Århus Amt 1998).

Gyrodinium aureolum blev observeret i juli måned 1997 i Skagerrak, men nåede aldrig høje koncentrationer her (Einar Dahl, pers. comm.). I det vestlige Kattegat og det nordlige Bælthav begyndte koncentrationerne at stige i starten af september for at nå maksimum i 3. uge af september (Figur 6.6). De højeste koncentrationer fandtes i springlaget (Figur 10.13). Også i fjordene i området var koncentrationerne høje (Vejle, Kolding, Odense Fjord). I slutningen af september kon-

centreredes algerne i bundvandet, hvorefter koncentrationen faldt gradvist i løbet af oktober måned. Også i det åbne Kattegat var koncentrationerne relativt høje i september.



Figur 6.6 Biomasse ($\mu\text{g C l}^{-1}$) af *Gyrodinium aureolum* i overfladen (blandingsprøver) i sommeren 1997. Baseret på tal fra den nationale database MADS. Se også figur 10.12.

Masseopblomstringen udviklede sig i forbindelse med vejrskiftet i starten af september (Figur 6.3). De vestlige vinde gav upwelling af næringsrigt bundvand i det vestlige Kattegat og i de lagdelte områder i det nordlige Bælthav medførte det indtrængende bundvand, at pycnoklinen blev forskubbet op i vandsøjlen. Indstrømningen og de kraftige vinde øgede samtidig blandingen, således at næringssaltkoncentrationen steg både i bund- og overfladevandet. Det indstrømmende saltvand har sandsynligvis samtidig podet områderne med *Gyrodinium aureolum*. *G. aureolum* er specielt knyttet til frontområder (Kullenberg & Richardson 1984, Lindahl 1983), og i Kattegat findes algen hyppigt i tilknytning til pycnoklinen i sensommer-efterår månederne (fx Bjørnsen & Nielsen 1991). Her kan den danne næsten én-arts populationer, som under særlige vejrforhold kan føres op i overfladevandet og her give anledning til større og synlige opblomstringer (Lindahl 1983). Der findes ikke data fra Kattegat, som kan klarlægge *G. aureolum* udbredelse i pycnoklinen inden opblomstringen i 1997. Under DMUs togt i august var algen til stede i de dybereliggende algepopulationer, og den kan have udviklet mere tætte populationer i perioden op til skiftet i vejrforholdene.

Gyrodinium opblomstringen er behandlet som case-study i rapporter fra Lillebæltssamarbejdet (1997) og Århus amt (1997), hvori der findes yderligere oplysninger. Opsummering af effekter af opblomstringer findes i kapitel 7 og 10 samt i ovennævnte amters VMP-rapporter. Kort beskrevet blev der observeret massedød af bundfauna i forbindelse med opblomstringen. Årsagen har været en kombination af toksineffekter og iltvind. Ved nedbrydningen af den store mængde alger, der sank ned på bunden, opstod der iltvind i de områder, hvor lagdeling forhindrede tilstrækkelig tilførsel af ilt til bundvandet.

I forbindelse med iltsvindet steg næringsstofkoncentrationerne; sandsynligvis pga. frigivelse af næringssalte fra bunden.

6.2.2 Spredningsmekanismer

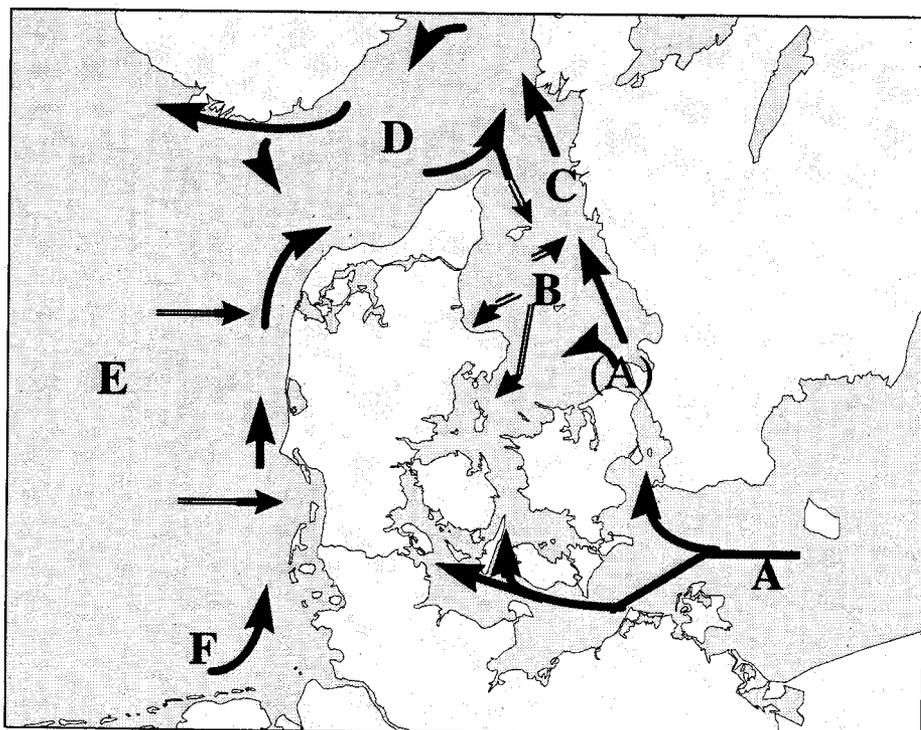
Havstrømmene har stor betydning for udviklingen i algeopblomstringer i danske farvande. Advektiv transport spreder algerne til store områder og koncentrerer algerne i frontområder. Da overvågningsdata ikke er indsamlet med det formål at belyse mekanismerne bag algeopblomstringer, giver disse ikke et systematisk datamateriale til at analysere spredningsmekanismer. Erfaringerne fra de store opblomstringer danner imidlertid et billede af, hvordan algerne kan transporteres. I *Figur 6.7* er de vigtigste transportveje ved dannelse af store opblomstringer i danske farvande indtegnet. Både langs Jyllands øst- og vestkyst kan upwelling af bund- og skillefladevand give høje algekoncentrationer i de kystnære områder (se *Figur 6.7*, B og E). Eksempler på dette er opblomstringerne på den jyske østkyst af *Chrysochromulina* i 1988 (Kaas et al. 1991) og *Gyrodinium* i 1997. *Phaeocystis*-opblomstringer langs den jyske vestkyst kan ligeledes være resultatet af upwelling (*Figur 6.7*, E), men de kan sandsynligvis også være transporteret fra den hollandske Nordsø-kyst til Jyllands vestkyst og videre nordpå med den Jyske Kyststrøm (*Figur 6.7*, F).

Betydningen af den jyske kyststrøm blev demonstreret i 1998, hvor en giftig *Chattonella* art blev ført med strømmen op til Skagerrak, videre langs Skagerraks kyster og op til Norges vestkyst (*Figur 6.7*, D). Under særlige vindforhold kan algerne herfra føres tilbage til Skagerrak og dermed de danske kyster. Dette kunne blandt andet ses under *Chrysochromulina* opblomstringen i 1988.

Det er usikkert, hvorledes *Chrysochromulina* opblomstringen startede i 1988. En mulighed er, at skilleflade-populationerne i Kattegat som følge af upwelling endte i den baltiske strøm (*Figur 6.7*, C), og derfra blev ført langs den svenske vestkyst op i Skagerrak (Kaas et al. 1991).

Overfladevandet i Skagerrak løber ned i Kattegat, hvor det danner intrusioner i mellem- og bundlagene. Disse intrusioner kan føre *Gyrodinium*-holdigt vand ned i skillefladen i Kattegat.

Fra Østersøen vil forhold, der giver nordgående strøm, føre det lavsaline baltiske vand op i Bælthavet og Øresund (*Figur 6.7*, A). I sensommeren kan koncentrationen af cyanobakterier være høj i dette vand, og dermed give anledning til opblomstringer især langs de syddanske kyster. I ekstreme tilfælde, som 1997, kan vandet spredes uden at blive nævneværdigt opblandet og danne et lavsalint organismerigt overfladelag i Kattegat (*Figur 6.7*, A).



Figur 6.7 Almindelige spredningsveje for algeopblomstringer i åbne danske farvande. Udfyldte pile angiver overfladetransport, andre pile transport i pycnoklinen.

6.3 Sammenfatning

Fytoplanktonarter, der har negative effekter på økosystemet og er til gene for mennesker, der færdes i eller ved havet, betegnes ofte som skadelige. I danske farvande kendes 22 skadelige arter/slægter, hvoraf hovedparten producerer toksiner. Størstedelen af arterne er "opdaget" inden for de seneste 20 år. Dette skyldes i høj grad den øgede opmærksomhed på miljøets tilstand. Reelle forandringer i fytoplanktonsamfundet har sandsynligvis også haft betydning, bl.a. er der i dag større risiko for spredning af arter mellem verdensdelene. En øget eutrofiering - sammenlignet med starten af århundredet - har ligeledes øget sandsynligheden for, at toksiske - såvel som andre - arter danner opblomstring.

Dinoflagellaterne er den dominerende gruppe blandt de skadelige/giftige fytoplanktonarter. Da de samtidig producere toksiner, der via akkumulering i muslinger kan forgifte mennesker, er det også denne gruppe, der giver de største problemer. Hvert år indføres der begrænsninger for muslingefiskeri pga. af dinoflagellat-toksiner. Skadelige/giftige fytoplanktonarter findes desuden indenfor cyanobakterierne, kiselalgerne og en række algeklasser, der omfatter små nanoflagellater. Cyanobakterierne og kiselalgeslægten *Pseudonitzschia* producerer toksiner, der har effekter på mennesker. Nanoflagellater medfører massedød af fisk og bunddyr, mens der ikke kendes humantoksiske effekter af forekomster i danske farvande. Det er karakteristisk for disse arter, at de skal forekomme i stort antal, før de har skadelige effekter.

Blandt de toksiner, der har effekter på mennesker, er DSP-toksiner (diarré-fremkaldende toksiner) de hyppigste. DSP-toksiner observeres hele året uanset om koncentrationen af potentielle producenter er lille. I enkelte tilfælde er der påvist nervetoksiner hørende til henholdsvis PSP-(paralysefremkaldende) og ASP-(amnesifremkaldende) toksin-komplekserne. Levertoksinet nodularin er påvist i forbindelse med opblomstring af cyanobakterien *Nodularia spumigena*.

Skadelige/giftige fytoplanktonarter forekommer hele året, men de enkelte arter har forskellig sæsonmæssig udbredelse. De skadelige nanoflagellater danner især opblomstring i forsommeren umiddelbart efter forårsopblomstringen. Cyanobakterierne og dinoflagellaten *Gyrodinium aureolum* findes i størst antal sidst på sommeren. Begge danner tilbagevendende opblomstringer i indre farvande. I Nordsøen er især forsommer-opblomstringer af *Phaeocystis globosa* og sommer-opblomstringer af *Noctiluca scintillans* almindelige.

Udviklingen i forekomsten af (giftige) algeopblomstringer kan ikke analyseres på basis af de danske registreringer, dels fordi tidsserierne er for korte, dels fordi dataindsamlingen ikke er rettet mod analyser af opblomstringer. Masseopblomstringer af fytoplanktonalger er et naturligt fænomen, men da en afgørende forudsætning for opblomstringerne er høj tilførsel af næringsstoffer, og næringsstofftilførslen er øget kraftigt i løbet af de sidste 50 år, formodes omfanget af algeopblomstringer ligeledes at være øget.

De vejr-mæssige og hydrografiske forhold har afgørende betydning for risikoen for dannelse af opblomstringer. Under de ekstreme vejrforhold i 1997 forekom to store opblomstringer i åbne danske farvande. I august dannede cyanobakterier opblomstring fra Østersøen til Kattegat. Opblomstringen var betinget af markant udstrømning fra Østersøen, lav vindenergi og dermed lille blanding i de øvre vandlag samt høje vandtemperaturer. Den markante udstrømning skyldtes, at vejret i store dele af august var præget af vind fra syd-sydøst-øst. Samtidig var vindhastighederne lave så cyanobakterierne blev koncentreret i overfladen. Flere tilfælde af humantoksikologiske effekter blev observeret i forbindelse med opblomstringen. I september forekom *Gyrodinium aureolum* i meget høje koncentrationer i det sydvestlige Kattegat samt Lillebælt og Storebælt. Det er første gang, algen er fundet så langt mod syd som Langelandsbælt. Opblomstringen var betinget af kraftig indstrømning af salt næringsrigt bundvand som følge af skift i vejrforholdene fra det rolige august vejr til en periode med kraftige vestlige vinde. Dette gav øget opblanding i Bælthavet og upwelling langs den jyske østkyst, således at saltere og mere næringsrigt vand blev ført op til overfladen. Opblomstringen var giftig og medførte massedød af bunddyr. Ved nedbrydningen af de sedimenterede alger opstod der iltsvind, som sandsynligvis var medvirkende årsag til en efterfølgende stigning i næringsaltkoncentrationerne. Bunddyrene døde som følge af en kombination af toksineffekt og iltsvind.

Tabel 6.4 Skadelige og potentielt giftige planktonarter, der er observeret i danske marine områder med angivelse af effekter. Oplysninger om humantoksiske effekter stammer for ASP, PSP og DSP fra Hallegræff (1993), punkterne (a)>(d) angiver grader af forgiftning

Art	Effekter	Gifstoffer	Humantoksiske effekter	Reaktionstid	Effekter i Danmark
Cyanobakterier					
<i>Aphanizomenon</i> sp.	døde hunde	(PSP-toksiner)	hududslæt, kvalme, mavesmer-	indenfor 12 døgn	ukendte
<i>Nodularia spumigena</i>	ubehag hos mennesker	nodularin	ter, opkastninger, diarré		ja, ved høje biomasser
Diatomeer					
<i>Coscinodiscus</i> sp.	tilslimning af fiskenet	ingen			ja, ved høje biomasser
<i>Pseudonitzschia delicatissima multiseriata seriata pungens</i>	hæmmer nogle planktonorganismer påvirker krebs, muslinger mm. giver ildebefindende hos mennesker og i ekstreme tilfælde død	ASP-toksiner (amnesi-fremkaldende muslingetoksiner)	a) kvalme, opkastninger, diarré, krampe, b) muskelsmerter, svimmelhed, konfus c) midlertidigt hukommelsestab	i løbet af 3-5 timer	nej, men toksiner påvist i kulturer isoleret fra danske farvande
Dinoflagellater					
<i>Alexandrium minutum tamarense ostenfeldii</i>	hæmmer andre planktonorganismer akkumuleres i fødekæden bunddyr-, fiske- og fugledød ildebefindende hos mennesker og i ekstreme tilfælde død	PSP-toksiner (paralyse-fremkaldende muslingetoksiner, nervetoksin)	a) prikken i munden og finger-spidsen og tæer, b) kvalme, hovedpine, opkastning, diarré c) paralyse, chok, d) lammelse af åndedrætsorganer	i løbet af ½ time	PSP-toksiner påvist der er ikke observeret forgiftningstilfælde
<i>Dinophysis acuminata acuta norvegica rotundatum</i>	hæmmer bakterier og svampe ildebefindende hos mennesker	DSP-toksiner (diarré-fremkaldende muslingetoksiner)	a) kvalme, opkastninger, diarré, rygsmerter b) kronisk påvirkning kan øge risiko for tumordannelse	i løbet af ½-få timer (sjældent op til 12)	DSP-toksiner påvist ildebefindende set efter indtagelse af muslinger
<i>Gyrodinium aureolum</i>	hæmmer andre planktonorganismer ved høje celleantal bunddyr- og fiskedød	galactolipider (hæmolytiske fisketoksiner)	ingen		ja, ved masseopblomstringer
<i>Gyrodinium galatheanum</i>	fiskedød	PSP	som Alexandrium		ja, fiskedød én gang i forbindelse med masseopblomstring
<i>Noctiluca scintillans</i>	fiskedød men effekter sjældne	ingen, lethale effekt skyldes sandsynligvis stor produktion af amoniak			ikke kendt i åbne farvande (fiskedød i Limfjorden 1986)

<i>Prorocentrum minimum</i>	vist at hæmme bakterier, men observation usikker måske humantoksisk (se tekst)	ukendt	nej, på trods af mange opblomstringer
Prymnesiophyceae (stilkalger)			
<i>Chrysochromulina polylepis</i> andre arter	hæmmer andre planktonorganismer bunddyrs- og fiskedød, skade på bundvegetation	galactolipider (hæmolytiske fisketoksiner)	ja, ved masseopblomstringer
<i>Phaeocystis globosa</i>	hæmmer bakterier og er dødelig for fiskelarver svækker fisk i havbrug idelugtende producerer meget dimethylsulfid (DMS)	?, bakteriehæmning formodes at skyldes acrylsyre	gene ved kyster p.g.a. skumdannelse og lugt ingen gifteffekter, heller ikke ved høje biomasser
Dictyochophyceae			
<i>Dictyocha speculum</i>	skeletløs form har måske skadevirkninger ved høje koncentrationer, men laboratorieforsøg indikerer at fiskedød snarere skyldes iltsvind	usikker om den producerer toksin	fiskedød i havbrug i forbindelse med meget høje biomasser i 1983 siden ikke set effekter
Raphidophyceae			
<i>Chattonella</i> sp.	fiskedød hæmmer sandsynligvis andre planktonorganismer	galactolipider superoxid radikaler nogle arter: NSP (nervetoksiner)	ja, fiskedød ved opblomstring som PSP
<i>Heterosigma akashiwo</i>	hæmmer andre planktonorganismer fiskedød	galactolipider (hæmolytiske fisketoksiner) NSP (nervetoksiner)	ikke i åbne farvande (måske årsag til fiskedød i net i Limfjorden) som PSP

¹ikke påvist i vores eller nærliggende farvande

²laboratorieforsøg indikerer ligeledes toksiske effekter hos andre arter har, men der er ikke set skadevirkninger ved opblomstringer i naturen

7 Iltforhold

Bundvandets iltindhold har stor indflydelse på livsbetingelserne for bundfaunaen og bundlevende fisk. Betydelige dele af vore åbne farvande er siden begyndelsen af 1980'erne jævnlige ramt af iltsvind. Iltforholdene i fjorde og åbne farvande har stor bevågenhed i både offentlighed og medier, og det var bl.a. det omfattende iltsvind og deraf følgende jomfruummerdød i det sydlige Kattekat i 1986, som var medvirkende til iværksættelse af Vandmiljøplan I i 1988.

Balance mellem ilttilførsel og iltforbrug

Iltkoncentrationen ved bunden er resultatet af to modsatrettede processer, nemlig iltforbruget forårsaget af nedbrydning af organisk stof, og ilttilførslen, der først og fremmest er styret af vindforholdene, idet vinden kan nedblande iltrigt overfladevand eller udskifte bundvandet med mere iltholdigt vand. Foringede iltforhold forudsætter en lagdeling af vandsøjlen, så ilttilførslen begrænses. Derfor forekommer iltsvind i lavvandede åbne farvande med vanddybder mindre end 10-15 m kun sporadisk i varme, stille perioder med etablering af en termoklin eller ved indtrængen af et tyndt lag salt bundvand. Trods omrøring af vandsøjlen til bunden optræder iltfrit sediment undertiden i de lavvandede områder og ses som hvide belægninger af svovlbakterier eller sort sedimentoverflade.

En væsentlig del af de åbne farvande er dybere end 20 m med en permanent lagdeling af vandsøjlen. Den begrænsede ilttilførsel medfører, at bundvandets iltindhold i disse områder af naturlige årsager er relativt lavt i sensommeren og det tidlige efterår. Et forstærket iltforbrug pga. forhøjet primærproduktion og/eller en reduceret ilttilførsel kan derfor medføre kritisk lave iltindhold. I dette kapitel fokuseres på iltforholdene i de dybere lagdelte dele af de åbne farvande, og årsagssammenhængen mellem iltindhold og næringsstofftilførsel, næringstofkoncentration, vind og vandudveksling analyseres.

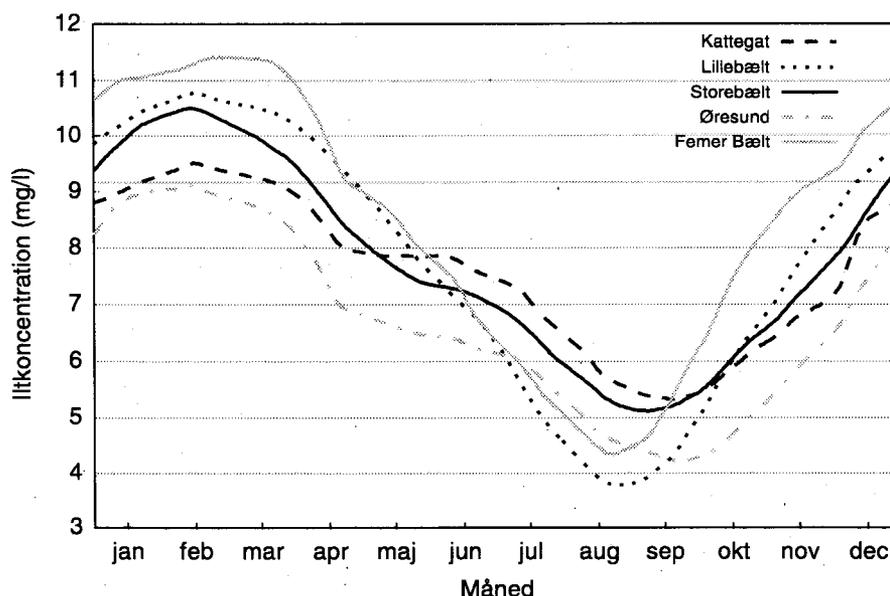
Definition på iltsvind

I Danmark defineres *iltsvind* som forekomst af iltkoncentrationer under 4 mg/l, og *kraftigt iltsvind* forekommer, når koncentrationen når under 2 mg/l. Disse værdier bør opfattes som operationelle værdier, der kan anvendes ved sammenlignende studier og ikke ukritisk anvendes som grænseværdier for biologiske effekter (Kirkerud 1998). For eksempel reagerer bunddyr og fisk ikke på vandets absolutte iltindhold på et givet tidspunkt, men på iltmætningen (udtrykt i procent af iltmættet vand ved den aktuelle temperatur og salinitet) og på varigheden af lave iltmætninger. Ved normalt forekommende temperaturer og saliniteter ved bunden i danske farvande anvendes dog som tommelfingerregel, at ved iltindhold under 4 mg/l begynder nogle fisk at søge væk, og ved iltindhold under 2 mg/l vil de fleste fisk søge væk. Forbliver iltindholdet under 2 mg/l i længere tid, vil bunddyrene begynde at dø. Generelt anses krebsdyr at være mest følsomme og muslinger mindst følsomme overfor lave iltindhold. Ved total iltmangel kan der frigives svovlbrinte fra sedimentet til vandet. Svovlbrinte virker som en nervegift og vil hurtigt dræbe de fleste bunddyr og tilbageblevne fisk, og kun muslinger, der som molbøsters kan lukke deres skaller helt tæt, kan overleve i længere tid.

7.1 Sæsonmæssig og geografisk variation

7.1.1 Sæsonvariation

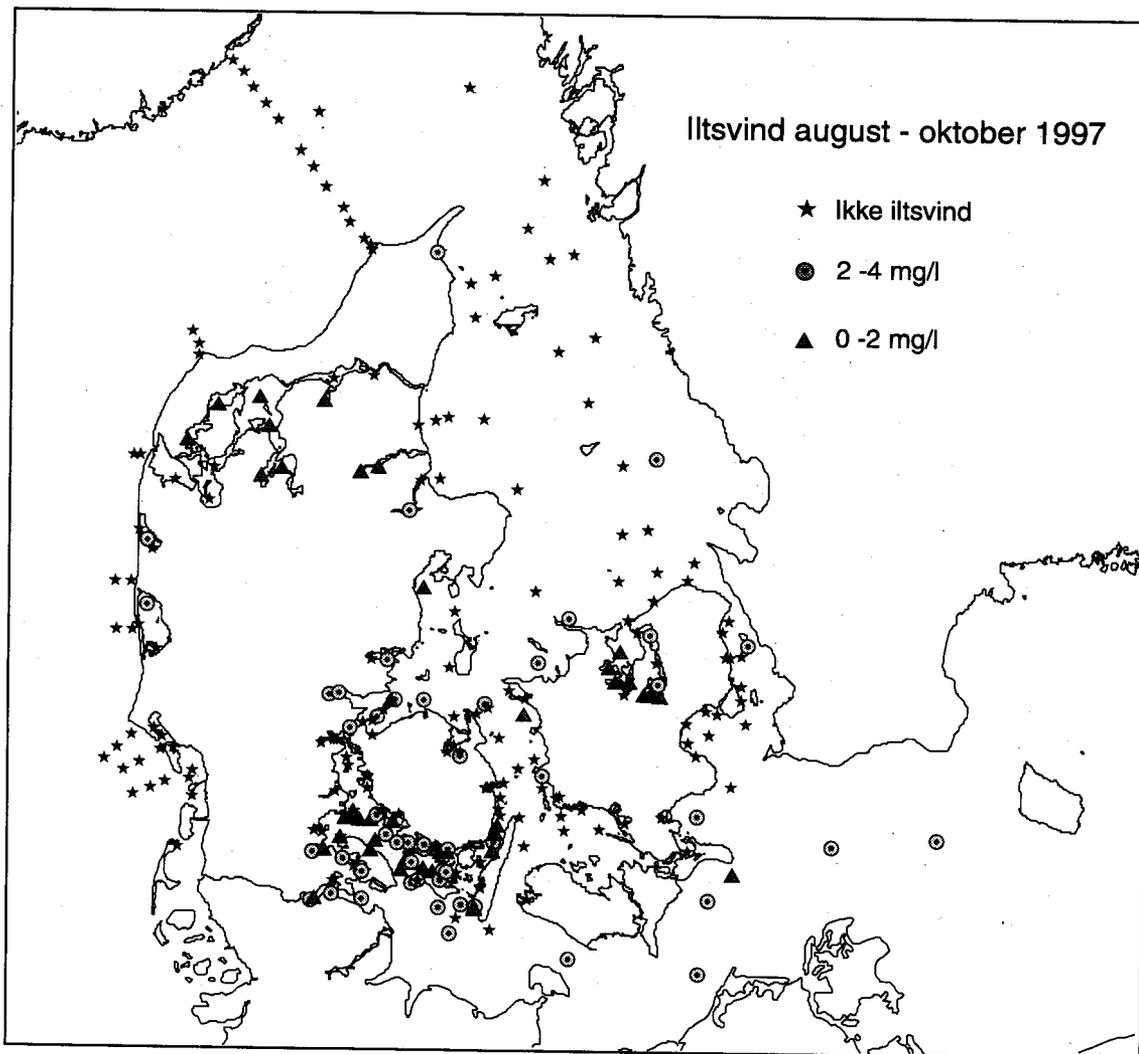
I figur 7.1 er vist sæsonvariationen i bundvandets iltindhold (>17,5 m dybde, middel 1975-97) i forskellige afsnit af de indre danske farvande. Generelt er iltindholdet i bundvandet højt, dvs. oftest 80-100% mættet, i perioden januar-marts. Iltforbruget er på denne årstid lavt pga. lille tilførsel af let omsætteligt organisk stof og lav temperatur, mens ilttilførslen er stor pga. svækket lagdeling (pga. lav overfladetemperatur) og større vindaktivitet og vandudveksling om vinteren. Fytoplanktonets forårsbloom sedimenterer, når der opstår næringsbegrænsning i slutningen af marts eller april. Denne markante tilførsel af let omsætteligt organisk stof til bunden starter et kraftigt fald i bundvandets iltindhold. I Kattegat, Øresund og Storebælt aftager faldet i perioder i maj-juni, muligvis pga. ilttilførsel fra primærproduktion under skillefladen i denne periode, hvor produktionen i overfladelaget er ringe, lysnedtrængningen stor og næringsstokoncentrationen i bundvandet høj (Richardson & Christoffersen 1991). I alle områder nås et minimum i august-september, tidligst i Femer Bælt og det sydlige Lillebælt og senest i Kattegat og Øresund. Derefter stiger bundvandets iltindhold op mod vinter-niveauet pga. øget vindaktivitet, aftagende primærproduktion og overfladetemperatur.



Figur 7.1 Iltkonsentrationens middelværdi i bundvandet (>17,5 m) for perioden 1975 til 1997 i de indre danske farvande.

7.1.2 Geografisk variation

Sæsonvariationen er generelt mindst i Skagerrak, Nordsøen og det nordlige Kattegat, og tiltager mod syd gennem de indre farvande. De laveste iltkonsentrationer observeres oftest i det sydlige Lillebælt, det sydlige Bælthav og Øresund, efterfulgt af det øvrige Bælthav og sydlige Kattegat (figur 7.1), betinget af graden af stagnation og tykkelsen af bundlaget.



Figur 7.2 Stationer i de danske farvande inkl. fjordene, hvor der i 1997 er målt ilt, og hvor der er observeret iltsvind (≤ 4 mg/l) eller kraftigt iltsvind (≤ 2 mg/l) mindst én gang i løbet af månederne august-oktober.

7.2 Iltforhold i 1997

I de åbne danske farvande var iltforholdene i sensommeren og efteråret 1997 generelt gode, mens der i mange fjordområder optrådte udbredte iltsvind i den stille og ekstremt varme august måned (jævnfør kapitel 11). I figur 7.2 er vist, på hvilke stationer i de danske farvande inklusiv fjordene der blev observeret iltsvind eller kraftigt iltsvind mindst en gang i perioden august-oktober 1997. I de åbne farvande var der i august kraftigt iltsvind i det sydlige Lillebælt og syd for Møn, og iltsvind i Sejerø Bugt, Femer Bælt og Arkona Havet, samt kystnært i det sydlige Kattegat og vestlige Storebælt. Vestlig kuling den 8. september bedrede iltforholdene således, at der i september kun var iltsvind på en enkelt station ved Sjællands Odde, i Sejerø og Jammerland Bugter og syd for Møn. I oktober observeredes svagt iltsvind øst for Anholt og kortvarigt i Øresund. I det nordlige Bælthav var der i begyndelsen af oktober kraftigt iltsvind fra Århus Bugt til Farvandet nord for Fyn og det nordlige Lillebælt forårsaget af sedimentation af en masseforekomst af planktonalgen *Gyrodinium aureolum*. De observerede døde bunddyr syntes at være døde af alge-

gift og ikke pga. det kortvarige kraftige iltsvind. I november observeredes iltsvind i det sydlige Kattegat og Arkona Havet.

I perioden juni-oktober 1997 var iltindholdet i de åbne farvande generelt højere end middel for 1980'erne, undtagen i Arkona Havet i juni og august og det østlige Kattegat i oktober. Imidlertid var der et fortsat fald i iltindholdet i det nordlige Bælthav frem til september/begyndelsen af oktober, i Øresund frem til oktober og i det sydlige Kattegat og Arkona Havet frem til november, kun afbrudt af en kortvarig stigning i Arkona Havet i september. Derved blev iltkoncentrationerne i november generelt lavere end i middel for 1980'erne, undtagen i Bælthavet og Øresund, og der opstod iltsvind i det sydlige Kattegat og Arkona Havet i begyndelsen af november pga. forsinket udskiftning af bundvand i forbindelse med manglende efterårsstorme.

De relativt gode iltforhold i de åbne farvande i 1997 er ligesom i 1996 sammenfaldende med en lav tilførsel af næringssalte forårsaget af lav ferskvandsafstrømning samt udbygget spildevandsrensning, og dermed en relativt lavere primærproduktion og et efterfølgende lavere iltforbrug.

7.3 Udvikling i iltkoncentrationer

De alvorligste iltsvind

De alvorligste iltsvind i det sydøstlige Kattegat forekom i 1981, 1985 (svenske del), 1986, 1988 og 1990 (svenske del). I det sydlige Bælthav observeredes de alvorligste iltsvind med udvikling af svovlbrinte i 1981 og 1986, og der har generelt været årligt forekommende kraftigt iltsvind af varierende længde i dette område frem til 1996. I den østlige Nordsø er der observeret iltsvind i 1981, 1982, 1983, 1989, 1994 og 1995, kraftigst i 1982 og mest kystnært i 1994 og 1995. Ikke-kystnære iltsvind i andre år kan ikke udelukkes, men der er ikke iltdata fra de relevante tidspunkter og områder af Nordsøen i mange af disse år. Ud fra forekomsten af iltsvind gennem de seneste 17 år er det ikke muligt at konkludere, om iltforholdene er blevet bedre.

Kendall- τ analyser

Udviklingen i den laveste iltkoncentration i henholdsvis perioden april-juni (efter sedimentation af fytoplanktonets forårsbloom) og perioden juli-oktober er blevet analyseret med Kendall- τ test for perioden 1989-97 (efter Vandmiljøplanens vedtagelse) og for længere tidsserier på stationer, der er lagdelte størstedelen af året. Analyserne er for amts-stationer foretaget af amterne og for DMU-stationer foretaget af DMU. Resultaterne for perioden 1989-97 viser, at den minimale iltkoncentration i forårsperioden er steget signifikant på fem stationer i Bælthavet (nordlige og sydlige Lillebælt, Det sydfynske Øhav, Storebælt og Sejerø Bugt), men faldet signifikant i Karrebæksminde Bugt. I sommerperioden er det minimale iltindhold steget signifikant på fem stationer i det sydlige Kattegat og den dybe station ved Ven i Øresund. Inddrages længere tidsserier ses en signifikant stigning i forårsperioden på yderligere en station i Storebælt, mens der for sommerperioden observeres et signifikant fald i det sydlige Lillebælt, Femer Bælt og ved Stevns. På de to førstnævnte stationer optræder årligt iltsvind, mens iltforholdene ved Stevns normalt er gode.

Tidligere analyser med Kendall- τ tests af bundvandets middeliltmætning i månederne juli-oktober viste et signifikant fald i det nordøstlige Kattegat og Øresund 1970-95, i Storebælt 1974-95 og i Femer Bælt 1979-93, samt faldende tendens i det sydlige Kattegat 1974-95 (HELCOM 1996). Agger & Ærtebjerg (1996) viste ved lineær regression af bundvandets middeliltkoncentration i månederne juli-oktober et signifikant fald i det nordøstlige Kattegat 1975-88, og i det sydlige Kattegat, Øresund og Femer Bælt 1975-92, samt faldende tendens i Storebælt i samme periode.

I tabel 7.1 er sammenstillet de estimerede signifikante fald i iltindhold pr. år fra ovennævnte trendanalyser, samt resultater af andre tilsvarende analyser fra de indre danske farvande. Det fremgår, at der fra begyndelsen/midten af 1970erne er sket et signifikant fald i sensommer-efterårs iltindholdet i bundvandet i det nordøstlige og sydlige Kattegat, Øresund, Storebælt og det sydlige Bælthav frem til slutningen af 1980erne eller begyndelsen/midten af 1990erne. Den længste tidsserie fra Kiel Bugt (Babenerd 1991) antyder, at faldet startede i slutningen af 1950erne. Det estimerede fald pr. år var mindst i det nordøstlige Kattegat ($0,07 \text{ mg l}^{-1} \text{ år}^{-1}$) og størst i det sydlige Bælthav ($0,14 \text{ mg l}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Faldet syntes at være ophørt i det nordøstlige Kattegat omkring 1990, og i det sydlige Kattegat og Øresund er der observeret en signifikant stigning i efterårets minimale iltkoncentration i perioden 1989-97, mens den i det sydlige Lillebælt og Femer Bælt har været faldende i hele perioden 1975/76-97.

Tabel 7.1 Resultater af publicerede statistiske analyser foretaget på udviklingen i bundvandets iltkoncentration sensommer-efterår i de indre danske farvande. Kun statistisk signifikante resultater er medtaget.

Farvandsområde	Periode	Udvikling pr. år	Reference
Kattegat	1971-82/90	-0,07-0,14 mg l^{-1}	Andersson & Rydberg 1988, 1993
Kattegat Nordøst	1970-95	-0,2% mætning	HELCOM 1996
	1975-88	-0,06-0,08 mg l^{-1}	Agger & Ærtebjerg 1996
Kattegat Syd	1989-97	Stigning	Nærværende
	1975-92	-0,08-0,11 mg l^{-1}	Agger & Ærtebjerg 1996
Øresund	1989-97	Stigning	Nærværende
	1970-95	-0,5% mætning	HELCOM 1996
	1975-92	-0,10 mg l^{-1}	Agger & Ærtebjerg 1996
Storebælt	1974-95	-0,7% mætning	HELCOM 1996
Lillebælt Syd	1976-97	Fald	Nærværende
Femer Bælt	1975-97	Fald	Nærværende
	1979-93	-0,5% mætning	HELCOM 1996
	1975-92	-0,14 mg l^{-1}	Agger & Ærtebjerg 1996
Kiel Bugt	1957-86	-0,14-0,15 mg l^{-1}	Babenerd 1991
	1976-90	-0,21 mg l^{-1}	Weichart 1992

7.4 Regulering af iltkoncentrationerne

Som nævnt i indledningen til kapitlet er iltkoncentrationen i bundvandet et produkt af størrelsen af iltforbruget og af ilttilførslen. I det efterfølgende er betydningen af de faktorer, der betinger iltforbruget og ilttilførslen nærmere evalueret.

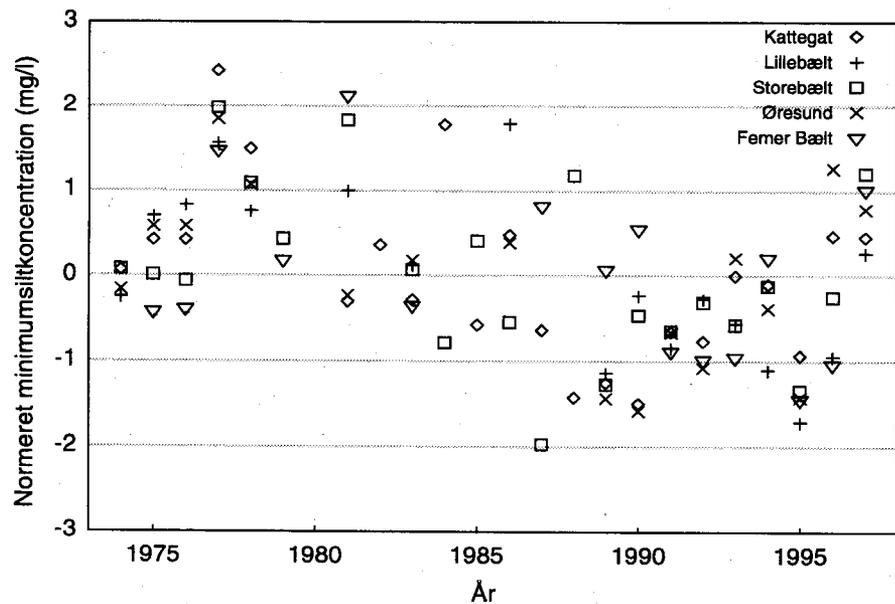
7.4.1 Empiriske sammenhænge

Den normerede iltminimumskoncentration (*Figur 7.3*) analyseres i forhold til vindblandingen, vinternæringssaltpuljen og forårets ferskvandsafstrømning (jan.-apr.). Hypoteserne (H_0) er, at:

1. En høj vinternæringssaltkoncentration medfører, at iltkoncentrationen bliver lav. Her forudsættes det, at forårsopblomstringen giver et væsentligt bidrag til den organiske pulje, som forbruger ilt i løbet af sommeren og efteråret. Vintermiddelværdierne af nitrat+nitritkoncentrationerne i salinitetsintervallet 10 til 20 psu (*kapitel 4*) anvendes til denne korrelationsanalyse. De normerede koncentrationerne (C_n) beregnes af $(C-C_a)/C_s$, hvor C er vintermiddelværdien for det enkelte år, C_a er middelværdien af C for perioden 1974 til 1997, mens C_s er spredningen af C .
2. En stor ferskvandsafstrømning i løbet af foråret medfører, at iltkoncentrationen bliver lav. Her forudsættes det, at forårets udledning af næringssalte afhænger af ferskvandsafstrømningen, og at en øget udledning øger tilførslen af organisk materiale til det nedre lag i løbet af forårmånederne. Den normerede ferskvandsafstrømning i månederne januar til april anvendes til denne analyse. De normerede ferskvandsafstrømninger (Q_n) beregnes af $(Q-Q_a)/Q_s$, hvor Q er vintermiddelværdien for det enkelte år, Q_a er middelværdien af Q for perioden 1974 til 1997, mens Q_s er spredningen af Q .
3. Lav vindblanding i efteråret (W^3) medfører, at iltkoncentrationen forbliver lav. Den normerede vindblanding i løbet af efteråret anvendes til denne analyse. De normerede vindblandinger (W^3_n) beregnes af $(W^3-W^3_a)/W^3_s$, hvor W^3 er vintermiddelværdien for det enkelte år, W^3_a er middelværdien af W^3 for perioden 1974 til 1997, mens W^3_s er spredningen af W^3 .

Kun hypotesen om en samvariation mellem vindblanding og iltkoncentration kan bekræftes (*Tabel 7.2*). Det vil sige, at jo større vindhastigheder, der observeres i efteråret, jo bedre iltforhold findes der i vandet nedenfor dybden 17,5 m. Kun Lillebælt afviger fra dette mønster. Her har efterårets vindhændelser ikke nogen stærkt korrelation til iltminimumskoncentrationen.

Der er ikke nogen signifikant korrelation imellem den landbaserede næringsstofftilførsel udtrykt som ferskvandsafstrømning og iltminimumskoncentrationen. Det vil sige, at en korrelationsanalyse ikke kan underbygge hypoteserne 1 og 2, når der ikke er korrigeret for vindens blanding.



Figur 7.3 Normeret minimumsiltkoncentration i de indre danske farvande. Den normerede minimumsiltkoncentration er beregnet som $(C-C_s)/C_s$, hvor C er den minimale månedsmiddelværdi for det enkelte år, C_s er middelværdien af C for perioden 1974 til 1997, mens C_s er spredningen af C . Data nedenfor dybden 17,5 m indgår i estimerne af den normerede minimumsiltkoncentration.

For at kunne evaluere hypoteserne 1 og 2 uafhængigt af vindblandingen beskrives iltminimumskoncentrationen som en funktion af vindblanding, og vinternæringssaltkoncentrationsniveau (Tabel 7.3) og forårets ferskvandsafstrømning (Tabel 7.4). Modellerne er gennemgående utilstrækkelige, idet forklaringsgraderne er små. Parameterestimatet for vindblandingen (A_2) er den eneste signifikante parameter. Parameterestimerne for en sammenhæng til vinternæringssaltkoncentration og ferskvandsafstrømning er ikke signifikante. Det vil sige, at denne dataanalyse ikke kan underbygge hypoteserne 1 og 2. Eneste undtagelse herfra er Kattegat. For Kattegat indikerer parameterestimerne, at iltkoncentrationen falder med øget vinternæringssaltkoncentration og med øget ferskvandsafstrømning.

Tabel 7.2 Korrelationskoefficienter og sandsynligheder for at acceptere en fejlagtig hypotese (H_0) om en samvariation imellem den normerede iltkoncentration og hhv. vinternæringssaltkoncentration (C_n), ferskvandsafstrømning (Q_n) og vindhastighed (W^3_n). Signifikante korrelationer er fremhævet med fed.

	C_n	Q_n	W^3_n
Kattegat	-0,31 (0,20)	-0,33 (0,14)	+0,51 (0,02)
Storebælt	+0,09 (0,71)	+0,15 (0,52)	+0,44 (0,04)
Øresund	+0,07 (0,76)	-0,56 (0,01)	+0,49 (0,03)
Lillebælt	+0,42 (0,11)	-0,10 (0,71)	+0,40 (0,11)
Femer Bælt	-0,01 (0,98)	+0,04 (0,89)	+0,63 (0,01)

Tabel 7.3 Regressionskoefficienter for den normerede minimumsiltkoncentration. Minimumsiltkoncentrationen (I_n) beskrives som en lineær funktion af den normerede vindblanding og den normerede vinternæringssaltkoncentration ($I_n = A1 \cdot C_n + A2W^3n$). Tallene i parentes angiver sandsynligheden for, at parametrene A1 eller A2 er 0. Signifikante parametre er fremhævet med fed.

	A1	A2	Forklaringsgrad
Kattegat	-0,52 (0,01)	+0,65 (0,001)	0,50
Storebælt	-0,03 (0,88)	+0,47 (0,06)	0,21
Øresund	-0,18 (0,52)	+0,056 (0,02)	0,28
Lillebælt	+0,35 (0,25)	+0,28 (0,25)	0,26
Femer Bælt	-0,38 (0,18)	+0,75 (0,01)	0,49

Tabel 7.4 Regressionskoefficienter for den normerede minimumsiltkoncentration. Minimumsiltkoncentrationen beskrives som en lineær funktion af den normerede vindblanding og den normerede ferskvandsafstrømning ($I_n = A1 \cdot Q_n + A2W^3n$). Tallene i parentes angiver sandsynligheden for, at parametrene A1 eller A2 er 0. Signifikante parametre er fremhævet med fed.

	A1	A2	Forklaringsgrad
Kattegat	-0,41 (0,03)	+0,55 (0,003)	0,44
Storebælt	+0,09 (0,66)	+0,43 (0,03)	0,23
Øresund	-0,61 (0,001)	+0,55 (0,001)	0,65
Lillebælt	-0,15 (0,53)	+0,37 (0,22)	0,12
Femer Bælt	-0,03 (0,88)	+0,61 (0,01)	0,40

Samspillet mellem næringssalttilførsel fra land, der hovedsageligt finder sted om vinteren, fytoplanktonets forårsopblomstring, den pelagiske produktion og omsætning i sommerperioden, iltforbrug og ilttilførsel til bundvandet, meteorologiske og hydrografiske forhold og stoftransporter er kompliceret. Derfor slår direkte korrelationer mellem iltforhold i sensommeren-efteråret og de enkelte parametre ikke tydeligt igennem. Undtaget herfra er efterårets vindblanding. For at beskrive sammenhængen mellem iltkoncentration og ovennævnte parametre er det nødvendigt at anvende mere dynamiske modeltilgange.

7.4.2 Modelberegning af iltkoncentrationer

I de åbne danske farvande er fytoplanktonets primærproduktion i vækstsæsonen hovedsageligt begrænset af mængden af tilgængelige kvælstofnæringssalte (jævnfør kapitel 4 og 5). Under Havforskningsprogram 90 udvikledes en prognosemodel baseret på middelforhold i 1980'erne til evaluering af effekten af reduktioner i kvælstofudledningen på iltforholdene i de indre danske farvande (Hansen et al. 1994, 1995). Denne model er videreudviklet af DHI, så den kan beskrive sammenhængen mellem hydrografi, kvælstoftilførsel og iltforhold i enkeltår (Hansen, in prep.). I et samarbejde mellem DHI og DMU er sidstnævnte model anvendt på årene 1990, 1994 og 1996. Modellen blev opstillet og kalibreret på data fra 1990, og årene 1994 og 1996

blev valgt pga. henholdsvis ekstrem høj og ekstrem lav kvælstoftilførsel, som samlet for kvælstoftilførslen fra land og atmosfæren i 1996 var ca. det halve af 1994.

MIKE12 "Danmarksmodellen" (DHI 1992, 1995) er en 2-lags kanalmodel med indbygget vandkvalitetsmodul. Modellen består af et hydrodynamisk modul til beregning af bl.a. springlagniveau, densitet og vandføring, et transport-/dispersionsmodul til beregning af koncentrationer (kemiske, biologiske) og et vandkvalitetsmodul med fysisk, kemiske og biologiske processer. Procesmodulet arbejder med tilstandsvariable (kvælstof og ilt), procesratebeskrivelser, hjælpevariable, koefficienter og tabeller. I modellen er kanalsystemet de indre danske farvande begrænset af randene Skagerrak-Kattegat, Drogden-tærsklen og Darss-tærsklen (Hansen et al. 1994, 1995).

Følgende data er anvendt i det hydrodynamiske modul (HD):

Vinddata

VIND: Vindobservationerne er fra Risøs målestation på Sprogø i højden 70 m over havet omregnet til 10 m højde ved at gange med 0,85. Modellen anvender vindretning og vindhastighed hver tredje time.

Vandstandsdata

VANDSTAND: Danske vandstandsdata for 1990 er fra Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) fra en station ved Gedser og en station ved Skagen. Danske vandstandsdata for 1994 og 1996 er fra Farvandsvæsenets stationer ved Gedser og Skagen. Svenske vandstandsdata er fra Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) fra en station ved Göteborg. Tyske vandstandsdata er fra Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) fra en station ved Warnemünde. Modellen anvender gennemsnit af døgnmiddelværdier på Skagen og Göteborg og gennemsnit af døgnmiddelværdier på Gedser og Warnemünde. Skillefladen på randen til Østersøen er i modellen sat til -10 m ved Drogden og -28.5 m ved Darss. På randen til Skagerrak er skillefladen sat til -13 m.

DENSITET: Modellen anvender typiske vægtfyldeværdier på randene for øvre og nedre lag.

Følgende data er anvendt i vandkvalitetsmodul (WQ):

Data for kvælstoftilførsel

Kvælstoftilførslen fra Danmark består af månedlige værdier for kvælstofudledning til de danske farvande. For Kattegat er beregnet retention i fjorde på 40 % af kvælstoftilførslen til Roskilde-Isefjord, Randers Fjord, Mariager Fjord og Limfjorden, da mere detaljerede data ikke var tilgængelige ved modelopstillingen. Månedlige data for kvælstoftilførslen fra Sverige, Tyskland og atmosfæren er opgjort som beskrevet i *kapitel 3*. I udledningerne fra Sverige er tilførslerne via Götaelven udeladt. Rand- og valideringsdata består af relevante overvågningsdata fra DMU og amter. På Skagerrakranden benyttes gennemsnitsværdier af ilt og kvælstof fra øvre lag (0-10 m), hvor saliniteten er ≤ 30 psu, og fra nedre lag (≥ 20 m), hvor saliniteten er ≥ 30 psu. På Østersøranden benyttes ilt- og kvælstofværdier fra Arkona Havet i øvre lag (0-10 m) uafhængig af saliniteten. Ilt- og kvælstofværdier fra nedre lag (≥ 20 m) fås fra en station ved Gedser Rev (og evt. Femer Bælt). Hvis der ikke er målt total kvælstof på disse stationer

ner i nedre lag, benyttes værdier fra stationen i Arkona Havet på dybder ≥ 40 m.

Modelresultater

Modelresultaterne viser samme niveau for den minimale iltkoncentration i bundvandet i det sydlige Kattegat, Øresund og Bælthavet om efteråret i 1990 og 1994 på trods af, at kvælstoftilførslen i 1994 var 15% højere end i 1990. Dette må tilskrives forskelle i vejrforhold, hydrografi og ilttilførsel mellem de to år. De minimale iltkoncentrationer i 1996 beregnet af modellen er i middel ca. 1 mg/l højere end i 1990 og 1994 i overensstemmelse med de målte koncentrationer og den meget lave kvælstoftilførsel i 1996 (figur 7.4).

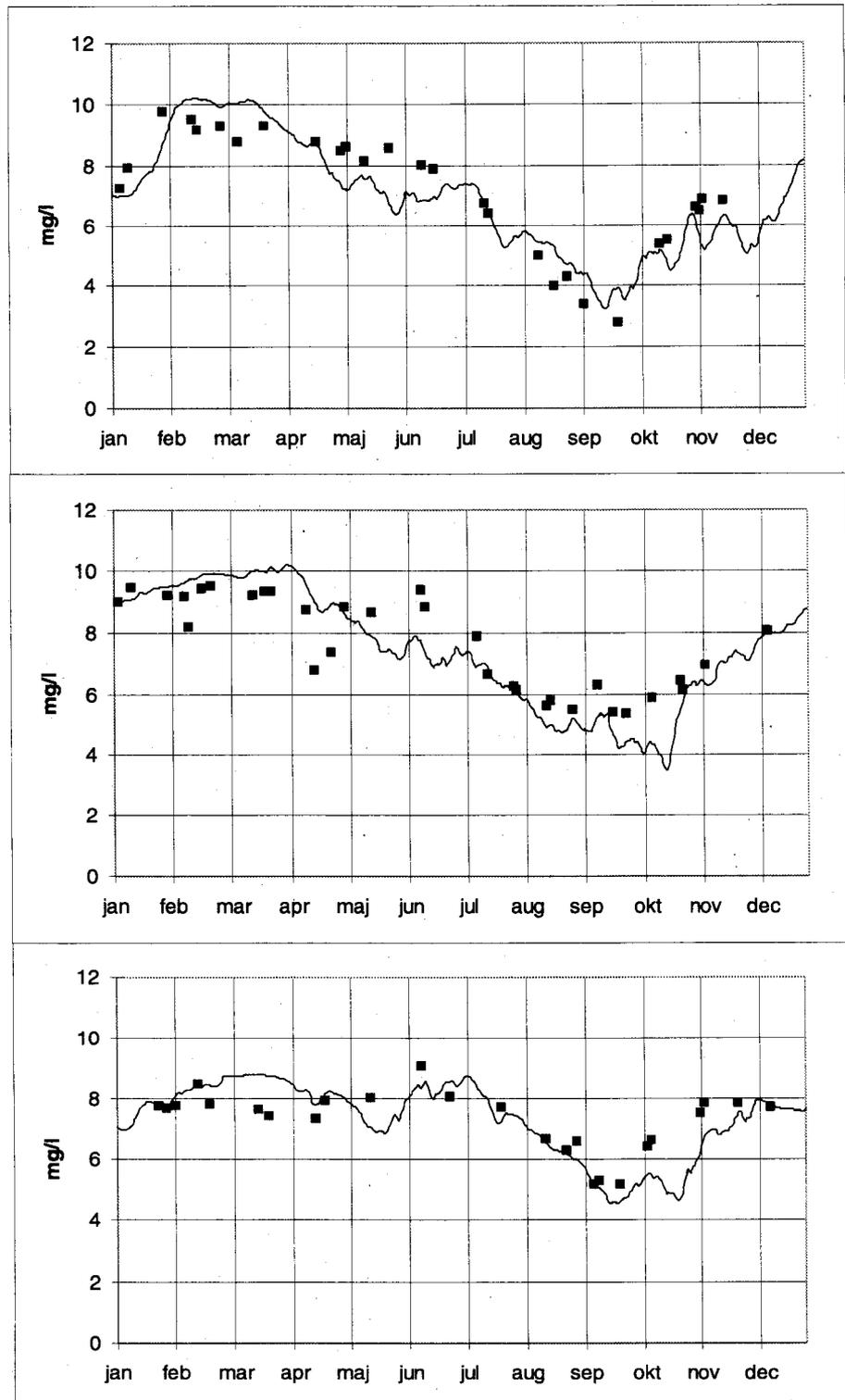
For at adskille effekten af ændret kvælstoftilførsel fra forskelle i hydrografi og ilttilførsel mellem årene, blev modellen kørt i årene 1990 og 1994 med kvælstoftilførsel, initial- og randværdier fra 1996, og 1996 blev kørt med kvælstoftilførsel, initial- og randværdier fra 1994. Modelresultaterne indikerer, at cirka en halvering af kvælstoftilførslen i 1990 og 1994 kunne have forøget bundvandets minimale iltindhold om efteråret i det sydlige Kattegat, Øresund og Bælthavet med i gennemsnit henholdsvis 1,1 mg/l og 0,9 mg/l. Omvendt ville en fordobling af kvælstoftilførslen i 1996 have formindsket de minimale iltindhold om efteråret med i gennemsnit 1,3 mg/l (tabel 7.5). At effekten af en fordobling af kvælstoftilførslen er forskellig i de forskellige år, skyldes meteorologisk-hydrografisk betingede forskelle i ilttilførsel til bundvandet. Således var ilttilførslen mindst i 1996 og størst i 1994.

Tabel 7.5 Resulterende minimale iltkoncentrationer ved bunden i 1990 og 1994 på stationer i det sydlige Kattegat, Øresund og Bælthavet, hvis den samlede aktuelle kvælstoftilførsel fra land og atmosfæren til de indre danske farvande var af størrelsesordenen halveret, dvs. lig med tilførslen i 1996, samt i 1996 hvis kvælstoftilførslen var af størrelsesordenen fordoblet, dvs. lig med tilførslen i 1994. Enheden er mg O₂/l.

År	Anholt	Hesselø	Gniben	Romsø	Femer B.	Øresund
1990	3,63	3,01	3,01	3,13	2,00	1,87
1994	4,12	4,25	5,72	5,26	2,35	3,47
1996	2,35	3,52	3,89	2,50	0,03	1,54

Iltforholdene i efteråret 1990 var relativt dårlige, og iltkoncentrationen nåede i en kortere periode ned på kraftigt iltsvind (≤ 2 mg/l) i det sydlige Kattegat, Øresund, og dele af Bælthavet. I størrelsesordenen en halvering af kvælstoftilførslen i 1990 ville have forhindret kraftigt iltsvind, men ikke forhindret iltsvind, i det sydlige Kattegat og Storebælt, og hævet iltkoncentrationen i Øresund og Femer Bælt op omkring grænsen for kraftigt iltsvind. I 1994 var iltforholdene relativt gode. Kraftigt iltsvind observeredes i det sydlige Bælthav, og iltsvind i det sydlige Kattegat, Øresund og Storebælt. En halvering af kvælstoftilførslen i 1994 kunne have forhindret kraftigt iltsvind i Femer Bælt og iltsvind i Storebælt og Kattegat. I 1996 var iltforholdene omtrent som i 1994, dog med lidt højere minimumskoncentrationer i Kattegat. En fordobling af kvælstoftilførslen i 1996 ville have medført kraftigt iltsvind i Øresund og iltfrit ved bunden i Femer Bælt, samt

iltsvind i hele det sydlige Kattegat og i Storebælt. En kraftig reduktion af den direkte kvælstoftilførsel til de indre danske farvande fra land og atmosfæren vil altså forbedre iltforholdene, men ikke forhindre, at der stadig kan optræde iltsvind, og i ugunstige år også kraftigt iltsvind i udsatte områder, men iltsvindene vil under samme meteorologiske forhold ikke blive så alvorlige som tidligere.



Figur 7.4 Sammenligning af modelberegnete minimale iltkoncentrationer (linier) med de faktisk målte (firkanter) på stationen Anholt Øst i henholdsvis 1990 (øverst), 1994 (midten) og 1996 (nederst).

7.5 Sammenfatning

De målte iltkoncentrationer i bundvandet i et lagdelt farvand er resultatet af iltforbrug ved nedbrydning af organisk stof og ilttilførsel fra overfladen eller ved udskiftning af bundvandet. Iltindholdet er højt om vinteren, hvor forbruget er lavt og tilførslen stor. Fra sedimentationen af forårsbloomet falder iltindholdet til et minimum i august-oktober.

I 1997 var iltforholdene ligesom i 1996 relativt gode i de åbne farvande, og sammenfaldende med en lav tilførsel af næringssalte forårsaget af lav ferskvandsafstrømning samt udbygget spildevandsrensning, og dermed en relativt lavere primærproduktion og et efterfølgende lavere iltforbrug.

Ud fra forekomsten af iltsvind gennem de seneste 17 år er det ikke muligt at konkludere, om iltforholdene er blevet bedre.

Trend analyser af udviklingen i iltindholdet i sensommer-efterår viser et fald fra 1970erne til slutningen af 1980erne. I det sydlige Kattegat og Øresund er der observeret en signifikant stigning i perioden 1989-97 i efterårets iltkoncentration, mens dette ikke er tilfældet i det sydlige Bælthav. I forårsperioden er iltindholdet steget signifikant i Bælthavet i perioden 1989-97. Modelberegninger viser, at en vedvarende reduktion i den direkte kvælstoftilførsel til de indre farvande vil forbedre iltforholdene signifikant, men vil ikke forhindre at der stadig kan optræde iltsvind i udsatte områder, specielt i ugunstige år.

Vindblandingen i efteråret har generelt stor indflydelse på, hvor lave iltkoncentrationerne når at blive i det enkelte år.

8 Bundvegetation

8.1 Tilstand og udviklingstendenser for ålegræssets forekomst og dybdeudbredelse

Landsdækkende opgørelser over ålegræssets dybdeudbredelse fra år 1900 er en vigtig referenceramme for nutidens undersøgelser

8.1.1 Samlet overblik

De ældste opgørelser over ålegræssets dybdeudbredelse i de danske farvande stammer fra omkring år 1900 (Ostenfeld 1908) og giver et godt overblik over ålegræssets udbredelse i tiden før eutrofieringen for alvor satte ind. I perioden fra århundredskiftet til 1980'erne er der kun spredte opgørelser over ålegræssets forekomst. Først med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (VMP I) fra sidst i 1980'erne og til i dag foreligger der igen landsdækkende undersøgelser af ålegræssets udbredelse.

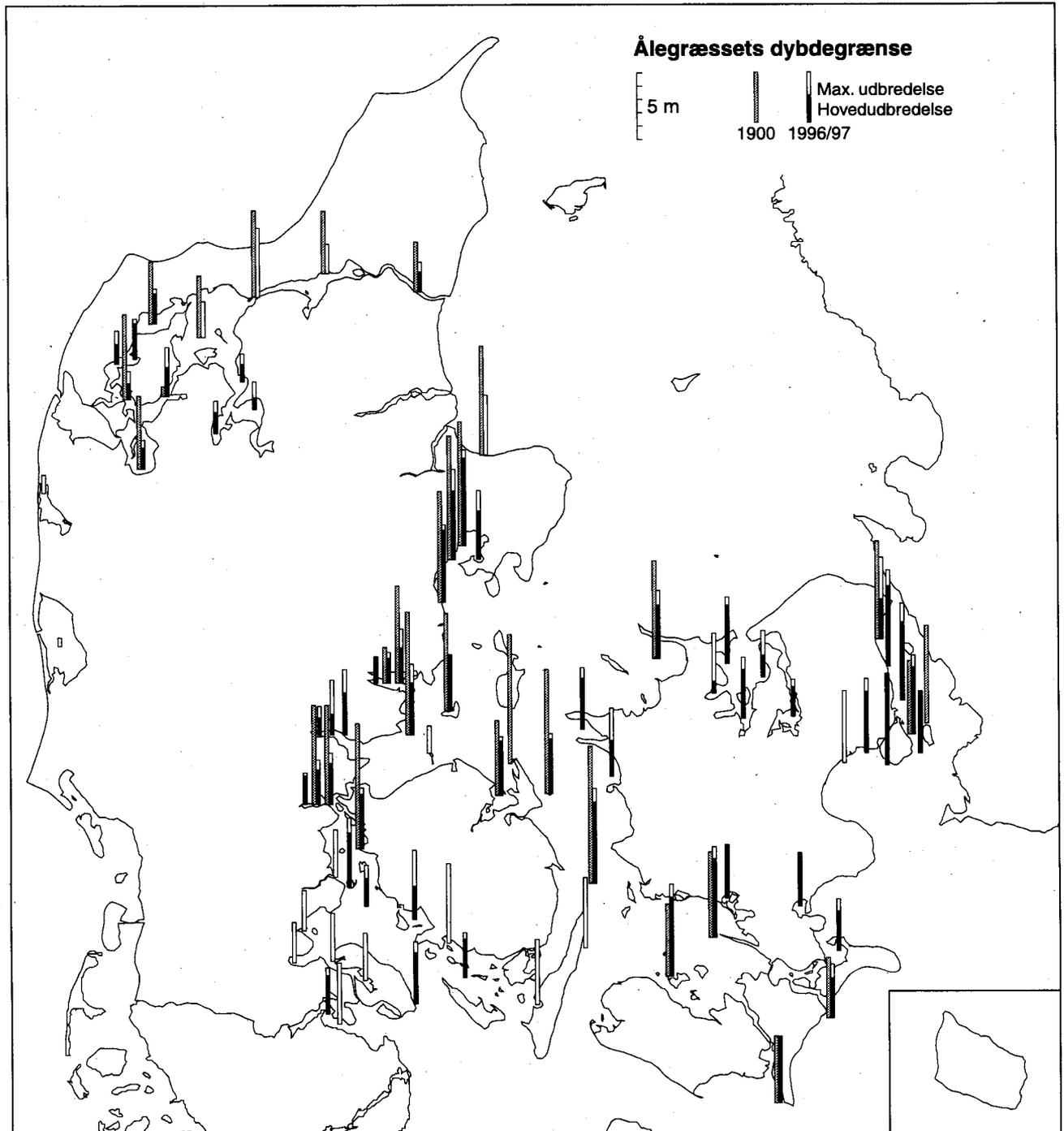
De gamle udbredelsesgrænser for ålegræs er relevante for at vurdere, om ålegræssets udbredelse i dag er stor eller lille, og for at opstille forventninger til ålegræssets udbredelse efter fremtidige reduktioner i næringssalttilførslen.

Ålegræssets dybdegrænse er halveret fra år 1900 til i dag

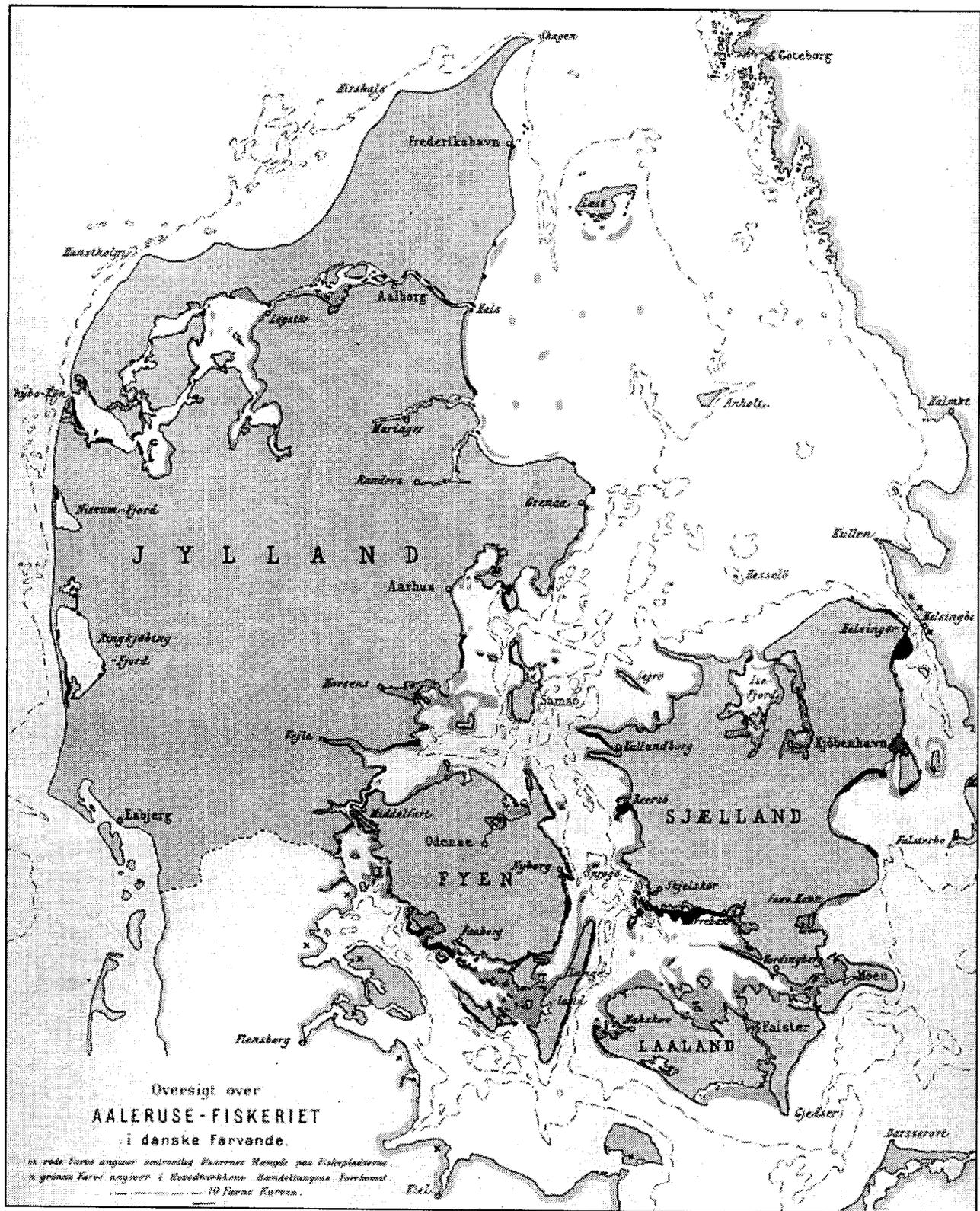
Ved århundredskiftet vekslede ålegræssets dybdegrænse mellem et gennemsnit på ca. 11 m i det klareste vand og 4-4,5 m i det mindre klare fjordvand. I dag er dybdeudbredelsen betydeligt mindre både i de åbne kystområder og i fjordene. Mange steder er dybdegrænsen reduceret med flere meter - i nogle områder svarende til en halvering (Tabel 8.1, Figur 8.1). De gamle opgørelser af dybdegrænser er baseret på indsamlinger af bundprøver fra skib, mens undersøgelserne i dag foretages af dykkere, som registrerer dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse samt dybdegrænsen for de yderste, enkeltstående strå (den maksimale dybdegrænse). Dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse har indgået som parameter i overvågningsprogrammet siden 1994, mens ålegræssets maksimale dybdegrænse er blevet målt gennem hele overvågningsperioden siden 1989. De gamle opgørelser repræsenterer sandsynligvis dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse snarere end den maksimale dybdegrænse; det tyder de gamle feltnoter på, og metodisk set er det også klart, at ålegræs skal have en vis tæthed for at kunne optræde i prøver fra en bundhenter.

Reduktionerne i ålegræssets dybdegrænse skyldtes i første omgang ålegræspsygen i 1930'erne (Blegvad 1934), hvor ålegræssets arealudbredelse skønsmæssigt blev reduceret til 8% af arealudbredelsen ved århundredskiftet (Rasmussen 1977). I 1950'erne og 1960'erne refereres der igen om sammenhængende ålegræsbestande (fx. Mathiesen og Nielsen 1956). Siden har den forøgede næringssaltbelastning med deraf forringede lysforhold forårsaget en generel reduktion i udbredelsen af ålegræsset. Da vegetationen ikke er blevet undersøgt regelmæssigt gennem hele perioden, ved man ikke med sikkerhed, hvornår de største effekter af eutrofieringen har fundet sted. For Randers Fjord kan perioden dog indsnævres til mellem 1955/56 og

1974/75 (Enviroplan as 1976; Århus amt 1991) og for Nisum Fjord til mellem 1966 og 1983 (Ringkøbing amt 1992).



Figur 8.1 Ålegræssets dybdeudbredelse i år 1900 og i dag. Data er indtegnet fra de områder, der indgår i overvågningsprogrammet. Data fra Ostenfeld (1908) og fra det nationale overvågningsprogram.



Figur 8.2 Ålegræssets arealudbredelse i år 1900. Kystområder markeret med lysegråt angiver ålegræssets omtrentlige udbredelse, mens områder markeret med sort angiver placeringen af åleruser. Fra Petersen (1901).

Tabel 8.1 Ålegræssets gennemsnitlige dybdeudbredelse i år 1900 (Ostenfeld, 1908) og i dag. Data for 1997 viser gennemsnit for havområderne af dels dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse og dels ålegræssets maksimale dybdegrænse (i parentes). *Data fra Frederiksborg amts oversigtsdyk ved Hellebæk og Ellekilde i 1998: intet sted forekommer der mere end 5% ålegræs, dvs. der er ingen hovedudbredelse af ålegræs.

Farvandsområde	Dybdegrænse år 1900 (m)	Dybdegrænse år 1996/1997(m)
Kattegat - vestlige del		
- Ålborg Bugt	11	
- Hevring Bugt	8-9	4,6 (5)
Kattegat -sydlige del	8,5-9,5	(7,9)*
Nordlige Bælthav (Jylland-Samsø)	9,5	4 (5,2)
Lillebælt	8,5	3,7 (5,1)
Storebælt og Langelandsbælt	10,4	3,7 (4,2)
Smålandshavet (åbne del)	8,5	6 (7)
Øresund	8,5-9,5	5,5 (6-7)
Østersøen (Fakse Bugt)	7,5	
Østersøen (ud for Falster)	10,4	4 (4,5)
Limfjorden	5,5	1,8 (2,3)
Mindre sunde og fjorde fx Guldborg Sund og Fæmø Sund	5,5	

Omkring år 1900 var 1/7 del af vores kystområder dækket af ålegræs

Omkring århundredskiftet havde ålegræsset ikke bare en stor dybdeudbredelse, det stod også tæt over store arealer. De gamle beretninger anslår, at 1/7 del af de danske fjord- og kystvandes areal fra Skagen til Østersøen var dækket af ålegræs (Petersen 1914; *Figur 8.2*). De fleste fjorde var helt dækket af ålegræs ud til 5-6 m dybde, og fjord-ålegræsset var typisk meget tæt (bladbiomasse op til ca. 1 kg tørstof m⁻²), og havde lange (ofte over 2 m), brede blade. I de åbne kystområder og på helt lavt vand i fjordene, hvor eksponeringen var større og bunden mere sandet, var ålegræsset mindre tæt (biomasse typisk 275 g tørstof m⁻²), og bladene var kortere og smallere (Ostenfeld 1908, Petersen 1914).

I dag er vidstrakte ålegræsenge et særsyn

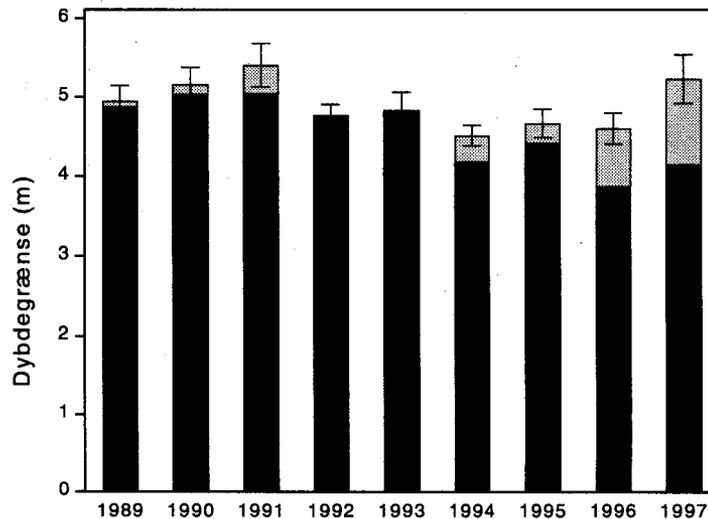
Reduktionen i ålegræssets dybdegrænse fra århundredskiftet til i dag har resulteret i en markant reduktion i ålegræssets udbredelsesareal i vores fjorde og kystområder, og ålegræsset forekommer nu typisk i afgrænsede bestande fremfor som tætte ålegræsenge. For Limfjorden, som ved århundredskiftet var blandt de rigeste ålegræsområder, udgør ålegræssets udbredelse i 1990'erne under halvdelen af udbredelsesarealet ved århundredskiftet (Olesen 1993). Også i farvandet omkring Fyn er ålegræssets udbredelsesareal markant reduceret siden århundredskiftet (Fyns Amt 1990 og 1996). I områder som det Sydfynske Øhav og Smålandsfarvandet har vi dog fortsat vidtstrakte ålegræsenge, og også i mere åbne kystvande som Øresund er der store ålegræsbestande. Biomassen er sjældent større end 400 g tørstof m⁻² (Olesen og Sand-Jensen 1994, Krause-Jensen et al 1997).

Ålegræssets dybdegrænse har ikke udviklet sig entydigt gennem overvågningsperioden

Gennem overvågningsperioden har ålegræssets dybdegrænse i kystområderne som helhed ikke udvist en signifikant stigning eller reduktion (*Figur 8.3*, lin. reg, $p > 0,05$).

Selvom dybdegrænsen ikke har udvist konsekvent stigning eller fald gennem overvågningsperioden, har der dog været signifikante forskelle mellem årene (*Figur 8.3*). I 1991 var ålegræssets maksimale dybdegrænse således signifikant større end i den efterfølgende periode 1992-96, og i 1997 steg dybdegrænsen igen til et niveau, der var

signifikant større end i årene 1994-1996 (ANOVA, $p = 0,023$). Dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse er undersøgt regelmæssigt fra 1994-1997 og har ikke udvist signifikante forskelle gennem denne periode.



Figur 8.3 Ålegræssets dybdegrænse gennem overvågningsperioden i de danske kystområder som helhed. De udfyldte søjler viser dybdegrænsen for hovedudbredelsen, mens de tomme søjler viser den maksimale dybdegrænse med angivelse af standard fejlen (s.e.). Figuren indeholder datasæt fra de åbne kyster, bugter og de yderste dele af fjordene, hvor der er mindst 4 års registreringer gennem overvågningsperioden. Antal observationer af maksimale dybdegrænser: 1989-97: 55-66 pr. år. Antal obs. af dybdegrænsen for hovedudbredelsen: 1989-93: 7-12 pr. år, 1994-97: 33-50 pr. år.

I 1997 steg ålegræssets maksimale dybdegrænse i mange lokaliteter

Den maksimale dybdegrænse kan variere markant fra år til år på de enkelte transekter som følge af frøspiring. Mange steder - især i åbne kystområder og i den yderste del af fjordene - steg ålegræssets maksimale dybdegrænse således i 1997. Det skete i det Nordlige Bælthav (Århus Bugt), Lillebælt (inkl. kysten ved Snaptun/Juelsminde samt ydre dele af Horsens-, Vejle- og Kolding Fjord, Haderslev yderfjord, Als yderfjord, Augustenborg fjord, ydre del af Helnæs Bugt, Lindelse Nor og Nakkebølle Fjord), Storebælt (inkl. Sejerø Bugt), Det Sydfynske Øhav og Øresund/Køge Bugt. I mange af disse områder var der både i 1996 og 1997 nyspirede ålegræsplanter på langt større dybde end tidligere, og flere steder havde frøplanter overlevet fra 1996 til 1997.

8.1.2 Udviklingen i de enkelte kystområder

I det følgende har vi splittet det samlede datasæt for ålegræssets dybdeudbredelse (Figur 8.4) op og beskrevet udviklingen i de enkelte havområder (Figur 8.5).

Kattegat - Nordvestlige del

I det nord-vestlige Kattegat forekommer ålegræsset kun på 1-2 af de undersøgte transekter. Transekterne er undersøgt hvert andet år gennem overvågningsperioden, og dybdeudbredelsen har ikke ændret sig entydigt gennem perioden (Figur 8.4). Dybdegrænsen for

ålegræssets hovedudbredelse har varieret fra 3,7 til 4,5 m og den maksimale dybdegrænse fra 4,5-5,5 m.

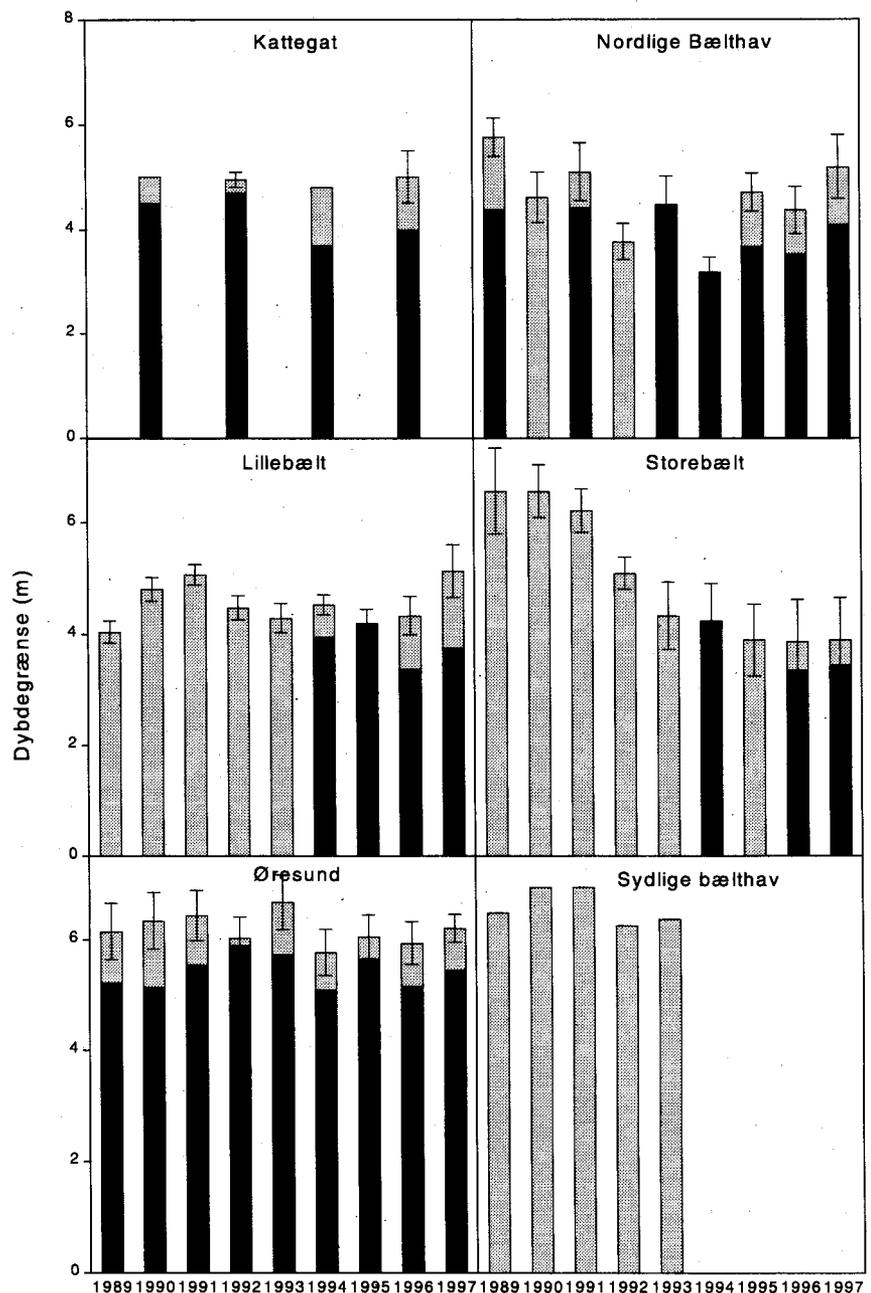
Kattegat - sydlige del

Langs Sjællands nordkyst er vegetationen undersøgt ved Hesselø og Gilleleje under overvågningprogrammet, men havbunden består her overvejende af sten, og ålegræs forekommer derfor kun sporadisk.

Nordlige Bælthav

I det Nordlige Bælthav har dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse i gennemsnit været 4-5 m i årene 1989-93 for derefter at falde til 3-3,5 m i perioden 1994-96; i 1997 steg dybdegrænsen igen til ca. 4 m. Ålegræssets maksimale dybdegrænse har varieret mellem et gennemsnit på 3,1 m og 5,8 m. Ålegræsset i Århus Bugt er kun undersøgt hvert andet år (1989, 1991, 1993, 1995 og 1997), og da data fra Århus Bugt udgør en stor del af det samlede datasæt, får grafen et zig-zag forløb.

Figur 8.4 Ålegræssets dybdegrænse gennem overvågningsperioden i de enkelte kystområder. Udfyldte søjler: dybdegrænsen for hovedudbredelsen, tomme søjler: den maksimale dybdegrænse med angivelse af standardfejlen (s.e.). Datasæt fra de åbne kyster, bugter og de yderste dele af fjordene, med mindst 4 års registreringer gennem overvågningsperioden. Antal obs. af maksimale dybdegrænser: Kattegat: 1-3 p.a., Nordlige Bælthav: 9-18 p.a., Lillebælt: 28-35 p.a., Storebælt: 3-8 p.a., Sydlige Bælthav: 1 p.a., Øresund: 9-12 p.a. Antal obs. af dybdegrænsen for hovedudbredelsen: Kattegat: 1989-97: 1-12 p.a.; Nordlige Bælthav: 1989-93: 4 p.a., 94-97: 9-15 pr. år; Lillebælt: 1989-93: 0, 1994-97: 13-20 p.a.; Storebælt: 1989-93: 0, 1994-97: 2-7 p.a.; Øresund: 1989-93: 5-8 p.a., 1994-97: 8-10 p.a.



<i>Lillebælt</i>	I Lillebælt har den gennemsnitlige dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse varieret mellem 3,4 og 4,3 m, og ålegræssets maksimale dybdegrænse har varieret fra 4 til 5,1 m gennem perioden 1989-97. Dybdegrænsen er ikke ændret i en entydig retning gennem overvågningsperioden. De største dybdegrænser blev registreret i 1991 og 1997 (<i>Figur 8.4</i>).
<i>Storebælt</i>	I Storebælt er ålegræssets maksimale dybdegrænse faldet signifikant gennem overvågningsperioden fra et gennemsnit på 7 m i 1989 til 4,2 m i 1997 (lin. reg. $r^2 = 0,24$, $p = 0,0005$, <i>Figur 8.4</i>). Den gennemsnitlige dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse var ca. 3,7 m i 1997 (<i>Figur 8.4</i>).
<i>Øresund</i>	I Øresund er der udbredte bevoksninger med ålegræs fra Snekkersten til den sydlige del af Amager samt omkring Saltholm. Dybdegrænsen for hovedudbredelsen har typisk været 5-6 m, og den maksimale dybdegrænse ca. 6-7 m gennem overvågningsperioden. I 1996 og 1997 var der flere steder tynde bestande ud til 7 m, og i enkelte tilfælde var der frøplanter ud til 9-10 m. For området som helhed er dybdegrænsen ikke ændret signifikant gennem perioden 1989-97 (<i>Figur 8.4</i>).
<i>Det sydlige Bælthav</i>	I det Sydlige Bælthav indgår der data fra en enkelt station, Vejsnæs Nakke på sydspidsen af Ærø, for perioden 1989-93. Den maksimale dybdegrænse har her varieret mellem 5,4 og 6 m og har ikke vist en signifikant udviklingstendens gennem overvågningsperioden (<i>Figur 8.4</i>).
<i>Østersøen</i>	Der foreligger ingen datasæt over udviklingen i ålegræssets dybdegrænse i de åbne områder af Østersøen, hverken for Fakse Bugt eller for østkysten af Falster og Møn. Omkring Bornholm er der overvejende klippegrund og derfor kun ganske spredte forekomster af ålegræs.

8.2 Regulering af ålegræssets forekomst og dybdeudbredelse

Saltholdighed, eksponering og lys påvirker ålegræssets udbredelse.

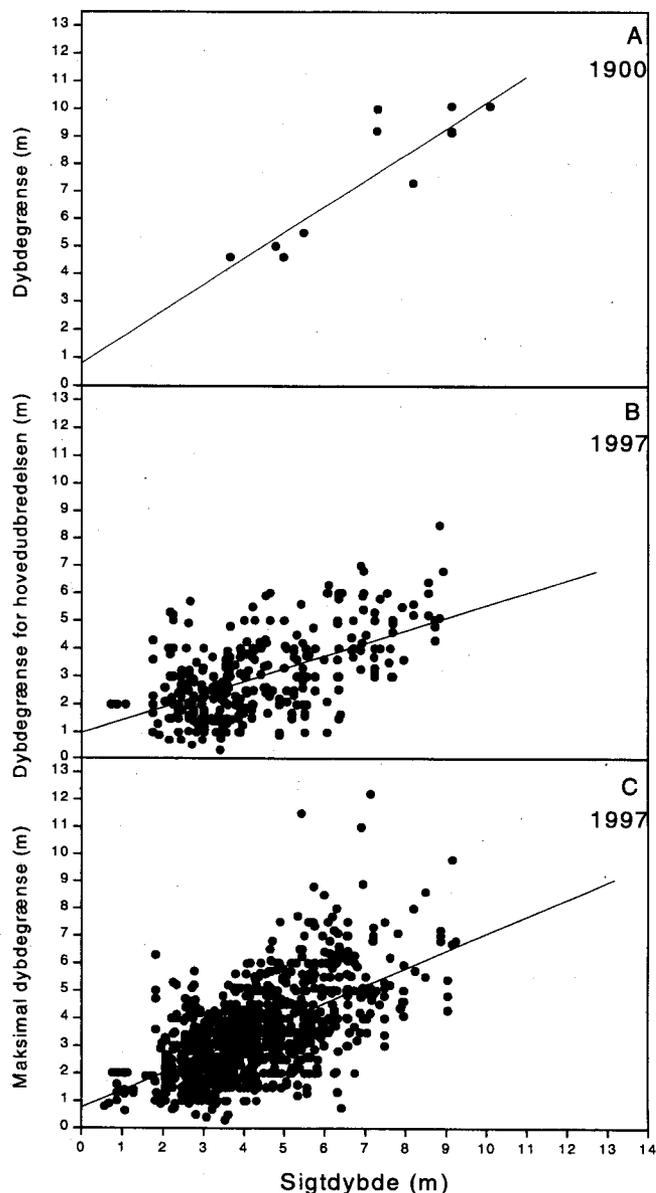
Allerede i begyndelsen af århundredet beskrev Ostenfeld (1908), at saltholdighed, eksponering og lys sætter rammerne for, hvor ålegræsset kan forekomme. Ålegræssets brede tolerance for saltholdighed (5-35 psu), bevirker, at det - rent saltholdighedsmæssigt - kan vokse i alle danske farvande fra Nordsøen til langt ind i Østersøen. Imidlertid er eksempelvis den jyske vestkyst stort set blottet for ålegræs, for her er der for vind- og bølge eksponeret til, at ålegræs kan etablere sig, og Ostenfeld (1908) bemærkede også, at ålegræsset udviklede tyndere og spinklere bestande i de åbne kystområder end i de beskyttede fjorde. Endelig dokumenterede Ostenfeld (1908), at ålegræssets dybdeudbredelse faldt omtrent sammen med sigtddybden (*Figur 8.5a*).

Flere undersøgelser har siden dokumenteret lysets styrende rolle for vandplanters dybdeudbredelse (Duarte 1991), og empiriske analyser har vist, at der er en nøje sammenhæng mellem næringsrigdom, fy-

toplanktonbiomasse, sigtddybde og ålegræssets dybdeudbredelse i de danske farvande (Sand-Jensen et al. 1994; Agger et al. 1994).

I fjordrapporten blev det vist, at ålegræssets dækningsgrad i de danske kystområder generelt følger et klokkeformet fordelingsmønster med begrænset dækning på helt lavt vand (<1 m), størst dækning på 1-2 m dybde og aftagende dækning i dybdeintervallet 2-10 m (Kaas et al. 1996, Sand-Jensen et al. 1997). En analyse af årsagssammenhænge viste, at lys og eksponering er de undersøgte faktorer, der bedst forklarer variationerne i ålegræssets dækning på forskellige vanddybder. Lysets regulerende effekt er marginal på lavt vand og størst på dybt vand. Eksponering for vind og bølger har derimod en størst regulerende effekt på ålegræssets dækning på lavt vand, og marginal betydning på dybt vand. Ålegræsset har derfor de bedste vækstbetingelser på mellemdybder med intermediære lys- og eksponeringsforhold (Kaas et al., 1996, Sand-Jensen et al. 1997).

Figur 8.5 Sammenhænge mellem sigtddybden og ålegræssets dybdegrænse omkring år 1900 (Figur 8.5a, $Y=0,79+0,94X$, $n = 11$, $r^2 = 0,77$, $p < 0,001$, data fra Ostenfeld (1908)); sammenhænge mellem sigtddybden (sommer gennemsnit) og dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse (Figur 8.5b, $Y = 0,99 + 0,44X$, $n = 337$, $r^2 = 0,32$, $p < 0,001$) og maksimale dybdegrænse (Figur 8.5c, $Y = 0,76 + 0,63X$, $n = 995$, $r^2 = 0,36$, $p < 0,001$) fra overvågningsperioden 1989-97. Data fra samtlige fjorde og kystområder.



Sigtdybden forklarer 32-36% af variationerne i ålegræssets dybdegrænse

Overvågningsprogrammets landsdækkende datasæt over ålegræssets dybdeudbredelse gennem perioden 1989-97 viser også en signifikant sammenhæng med sigtdybden målt på nærmeste vandkemistation (Figur 8.5b og c, Tabel 8.2). Sigtdybden forklarer 36% af variationen i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse og 32% af variationen i dybdegrænsen for hovedudbredelsen. Ved en sigtdybde på eksempelvis 4 m forudsiger regressionsmodellerne, at dybdegrænsen for hovedudbredelsen er 2,8 m, og at den maksimale dybdegrænse er 3,3 m. Lyset ved disse dybdegrænser er hhv. 21 og 15% af overfladeindstrålingen (Tabel 8.2).

Laboratorieforsøg viser, at ålegræs gennem forårs- og efterårsperioden har et lyskrav, der svarer til 11% af overfladelyset, for at tilvæksten balancerer tabet (Olesen og Sand-Jensen, 1993). De lyskrav, vi har fundet i datamaterialet fra overvågningsprogrammet, er dermed væsentligt højere end de eksperimentelt bestemte. Samtidig forklarer variationer i sigtdybden kun 32-36% af variationen i ålegræssets dybdegrænse.

Sammenhængen mellem sigtdybde og dybdegrænse blev også testet for årene 1989-97 enkeltvist, og analyserne viste store forskelle mellem årene. I datasættet fra 1995 forklarede sigtdybden kun 16% af variationerne i dybdegrænsen, mens sigtdybden forklarede 61% af variationerne i dybdegrænsen i datasættet fra 1991. Årsagen til den dårlige sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse i 1995 kan være, at ålegræsset mange steder døde bort under den varme sommer 1994 og endnu ikke var reableret ved undersøgelserne i 1995 (Dahl et al. 1995). Vi har derimod ingen forklaring på, hvorfor der er specielt god sammenhæng mellem sigtdybden og dybdegrænsen i datasættet fra 1991.

Stigningen i ålegræssets maksimale dybdegrænse i 1997 skyldes formentlig forbedrede lysforhold

Som nævnt i forrige afsnit steg ålegræssets maksimale dybdegrænse i mange områder i 1997. I flere af de fynske kystområder er ålegræssets dækningsgrad ligeledes tiltaget betydeligt gennem de sidste 2 år. Det er meget sandsynligt, at den positive udvikling i ålegræsset er et respons på de forbedrede lysforhold. Både i 1996 og 1997 var vintrene tørre og afstrømningen lille. Derfor var næringssaltbelastningen generelt lav og næringssaltkoncentrationerne små. Det resulterede i lave klorofylkoncentrationer og stor sigtdybde og dermed gode lysforhold for bundvegetationen. Dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse viste imidlertid ingen tendens til stigning - det kræver formentlig nogle år med stabile lysforhold at etablere sammenhængende bestande på større dybder.

Epifyter, fysisk eksponering og muslingefiskeri kan også påvirke ålegræssets dybdegrænse

Ålegræssets dybdegrænse påvirkes også af andre faktorer end lysvækkelsen i vandsøjlen. Eksempelvis kan lyssvækkelse i epifytblægninger ved ålegræssets bladoverflade eller i tråldalgemåtter omkring ålegræsset forårsage en yderligere reduktion af lyset og dermed være med til at begrænse dybdeudbredelsen. Desuden kan fysisk eksponering påvirke ålegræsset ved at forstyrre bunden og dermed forhindre både ålegræssets initiale kolonisering og senere vækst. Mens tætte bestande kan dæmpe vandbevægelsen over sedimentet, er tynde bestande mere udsatte for fysisk forstyrrelse. Når ålegræsbestande udtyndes som følge af dårlige lysforhold, kan effekten derfor forstærkes som følge af øget fysisk eksponering. Herudover er

muslingefiskeri med skrabende redskaber et stort problem for bundplanterne i mange områder (fx. Limfjorden, Horsens Fjord og Vejle Fjord). Fartøjerne kan gå helt ind på 1-2 m vand, og ålegræsbevoksningerne ødelægges i takt med, at muslingerne høstes. I områder med intensivt muslingefiskeri kan vi ikke forvente nogen sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse, og ålegræssets dybdegrænse fungerer derfor ikke som overvågningsparameter i sådanne områder.

Tabel 8.2 Regressionsmodeller over sammenhængen mellem sigtddybden og ålegræssets dybdegrænse omkring år 1900 og gennem overvågningsperioden 1989-97. For hver model er der vist to beregningseksempler, hvor dybdegrænsen er sat til hhv. 4 og 8 m. I beregningen af % overfladelys ved dybdegrænsen er det antaget, at lyset i sigtddybden udgør 10% af overfladeindstrålingen. dg_h: dybdegrænsen for hovedudbredelsen; dg_m: den maksimale udbredelse.

År	Model	Sigtddybde (S)	Dybdegrænse (dg)	% overfladelys ved dybdegrænsen
1900	dg=0,79+0,94xS	S=4	dg=4,6	7%
		S=8	dg=8,3	9%
1989-97	dg_h=0,99+0,44xS	S=4	dg=2,8	21%
		S=8	dg=4,5	27%
	dg_m=0,76+0,63xS	S=4	dg=3,3	15%
		S=8	dg=5,8	19%

8.3 Tilstand, udviklingstendenser og regulering af makroalgernes dybdeudbredelse

Det har ikke været muligt at foretage analyser af udviklingen i makroalgernes dybdegrænse gennem overvågningsperioden, fordi datasættene mangler i vegetationsdatabasen.

Af amtsrapporterne fremgår det imidlertid, at makroalgernes dybdegrænse i Sejerø Bugt er tiltaget markant gennem perioden 1990-97 fra 6 m og ud til transektets maksimale dybde, som er 10 m (Kendall τ , $p < 0,03$). Den positive udvikling har især fundet sted i 1996 og 1997. I det Sydfynske Øhav er brunalgernes dybdegrænse også steget signifikant gennem perioden 1990-97. Ellers er der ikke rapporteret om signifikante udviklinger i makroalgernes dybdegrænse.

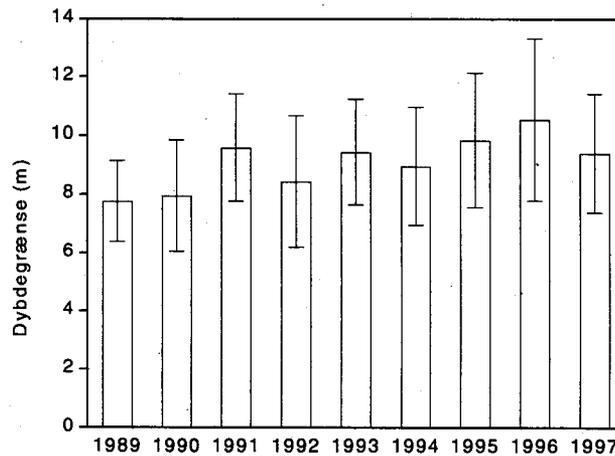
Dybdeudbredelsen af *Laminaria*

Da der mangler datasæt over makroalgernes dybdegrænse som helhed, har vi i stedet valgt at kigge på dybdeudbredelsen af nogle af de store brunalger, nemlig slægten *Laminaria*, som i de danske farvande omfatter sukkertang (*L. saccharina*), fingertang (*L. digitata*) og palmetang (*L. hyperborea*). *Laminaria* er valgt, fordi det er store, karakteristiske alger, som uden videre kan genkendes, og som derfor med sikkerhed er blevet registreret, hvis de har været tilstede. *Laminaria* stiller på grund af sin vækstform relativt store krav til lystilgængeligheden, og hører derfor ikke til de dybestvoksende alger - som der kan være dykkermæssige problemer i at få registreret. Undersøgelserne er foretaget enten i dybdeintervaller (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m ...) eller i

punkter langs transekter, og for hvert transekt har vi udvalgt det dybeste interval eller punkt, hvor *Laminaria* forekommer.

Laminaria er registreret ud til 23 meters dybde i Kattegat

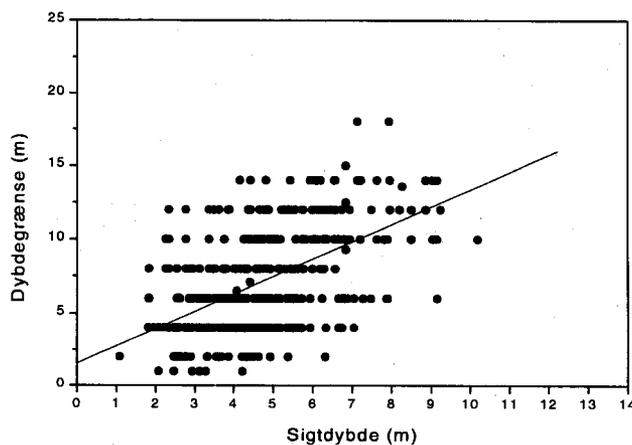
De dybeste forekomster af *Laminaria* i de danske farvande er registreret på stenrevne i Kattegat; på store Middelgrund forekommer *Laminaria* ned til knap 23 m dybde. *Laminarias* dybdeudbredelse har ikke vist en generel stigning eller reduktion gennem overvågningsperioden (Figur 8.6).



Figur 8.6 *Laminarias* dybdeudbredelse gennem overvågningsperioden i de danske kystområder som helhed. I de tilfælde, hvor *Laminaria* er registreret indenfor et dybdeinterval, har vi afbildet dybden midt i intervallet. Figuren indeholder datasæt fra de åbne kyster, bugter og de yderste dele af fjordene, hvor der er mindst 4 års registreringer gennem overvågningsperioden. Antal observationer: 89-97: 32-61 pr. år, i alt 428.

Sigtdybden forklarer 29% af variationen i *Laminarias* dybdeudbredelse

Laminarias dybdeudbredelse er signifikant korreleret til sigtdybden, som kan forklare 29% af variationen i dybdeudbredelsen (Figur 8.7, $y = 1,58 + 1,18X$, $n = 510$, $p < 0,001$). Ved en sigtdybde på hhv. 4 eller 8 m, forudsiger regressionsmodellen en dybdegrænse på hhv. 6,3 og 11 m, svarende til hhv. 2,7 og 4,2% af overfladeindstrålingen.



Figur 8.7 Sammenhænge mellem sigtdybden og *Laminarias* dybdeudbredelse gennem overvågningsperioden 1989-97 ($y = 1,58 + 1,18X$, $n = 511$, $p < 0,001$). Data fra samtlige danske fjorde, kystområder og stenrev i de åbne farvande.

En gennemgang af data fra den internationale litteratur viser, at *Laminaria* generelt kan forekomme ned til 0,2-1,9% af overfladelyset, hvis den ikke udsættes for græsning (Markager og Sand-Jensen 1992). *Laminaria* fra de danske kystområder vokser derfor knap så dybt, som man skulle forvente. Det er meget sandsynligt, at årsagen hertil er, at *Laminaria* i flere af de undersøgte kystlokaliteter mangler gunstige fasthæfningssteder på dybere vand. Et andet væsentligt forhold er, at områdets største dybde/største undersøgte dybde i nogle tilfælde er mindre end *Laminarias* potentielle udbredelsesdybde. På grund af manglende oplysninger i databasen har det ikke været muligt at inddrage disse forhold i dataanalyserne.

Tidligere analyser af makroalgernes dybdeudbredelse i de danske farvande viser ligeledes, at dybdeudbredelsen er mindre, end man skulle forvente ud fra kendskab til algernes lyskrav (Sand-Jensen et al. 1994).

8.4 Tilstand, udviklingstendenser og regulering af makroalgernes artsdiversitet

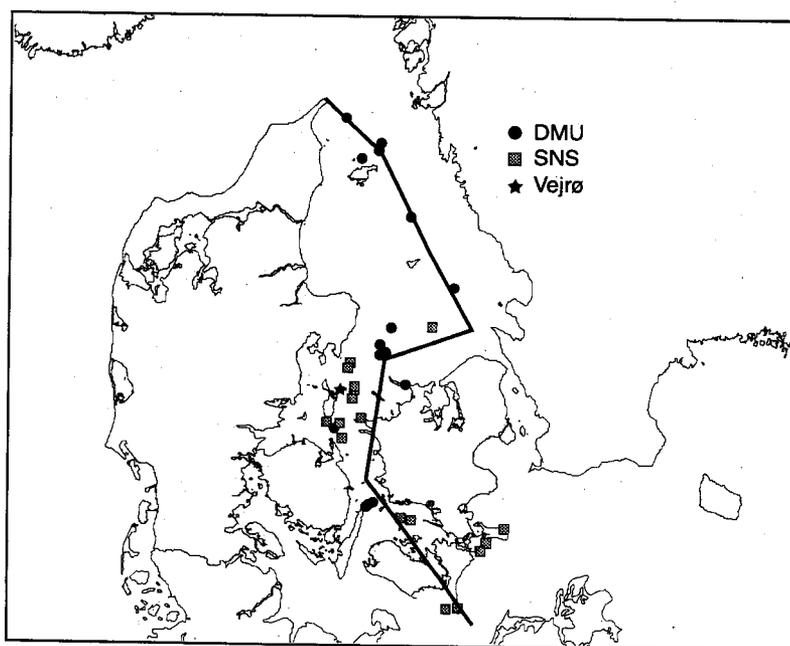
8.4.1 Overvågningslokaliteter i de indre danske farvande

I dette afsnit har vi fokuseret på undersøgelserne på stenrev i de indre danske farvande.

Stenrevsundersøgelser

Makroalgevegetationen er blevet undersøgt på 33 lokaliteter i perioden fra 1989 og fremefter (Figur 8.8). Datamaterialet stammer dels fra havovervågningsprogrammet og dels fra Skov- og Naturstyrelsens undersøgelser. De enkelte lokaliteter er besøgt med en variabel frekvens, således at der foreligger ubrudte tidsserier for nogle stationer, mens andre kun har været besøgt 1 gang i hele perioden. På de enkelte lokaliteter er der foretaget separate undersøgelser i et antal dybder. Alle lokaliteterne er placeret på positioner med hårdbund og de fleste ligger på åbent vand.

Figur 8.8. Oversigt over stenrevslokaliteter, hvor makroalgevegetationen er undersøgt i perioden 1989-1996 af Skov & Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser. Transektlinien mellem Skagerrak og Østersøen forbinder fyrskibspositioner, hvor den tidslige og rummelige variation i saltholdigheden er analyseret i detaljer.



8.4.2 Metodebeskrivelse

Undersøgelsesmetoder i åbne farvande

Stenrevenes vegetation beskrives med en lidt anderledes metode, end den der anvendes af amterne. I stedet for transekter anvendes der punktdyk på et antal fastsatte dybder. Ved et punktdyk beskriver dykkeren først de generelle substratforhold og skønner herefter, hvilken stenfraktion der er stabil, og hvorfra der skal indsamles data. Kriteriet for stabil hårbund er at der findes en vegetation af flerårige makrofytter. Udover sten, kan stabil bund bestå af hestemuslinger, *Modiolus modiolus*. Vegetationsundersøgelsen består dels af et skøn over det samlede vegetationsdække på den hårde bund (den substratspecifikke dækningsgrad) og dels af de individuelle arters dækningsgrad af den hårde bund. Dykkeren beskriver arterne til det bestemmelses niveau som er muligt under vandet men i den efterfølgende databehandling har det været nødvendigt at udarbejde en liste (overvågningslisten) som samler nogle "vanskelige" arter under gruppebetegnelser (fx brun skorpe, rød kalkskorpe) for dermed at kvalitets sikre data. I analyserne er der kun medtaget stationer, hvor der er mindst 10% egnet substrat.

Kriterier for hård bund

Kvalitetssikring af artslister

Beregning af lys, salinitet og fysisk stress

De vigtige parametre for makroalgerne: Lysintensitet, salinitet og mekanisk stress er ikke målt i forbindelse med vegetationsundersøgelserne men er efterfølgende blevet rekonstrueret med modeller og data fra databasen MADs. Lyssvækkelsen er beregnet ud fra seccimålinger for farvandsområderne: Nordlige Kattegat, Kattegat, Bælthavet og Østersøen. Stress-påvirkningen er udtrykt som et indeks beregnet fra vindhastigheder, længden af vindens frie stræk over vandet (fetch) og dybde på lokaliteterne som beskrevet i Barton og Carter (1982). Saliniteten er interpoleret mellem fyrskibspositioner hvor saltholdigheden er velbeskrevet (Rasmussen 1995) og som danner et transekt, der forbinder Østersøen med Skagerrak.

8.4.3 Udbredelse af makroalger

Makroalgers overordnede udbredelsesmønstre

I de åbne indre farvande dækker den fastsiddende oprette vegetation typisk 95-100% af det egnede substrat ned til 12-15 m dybde. Herefter aftager dækningsgraden af oprette alger gradvist med stigende dybde. Både de grønne, de brune og de røde oprette løvformede makroalger træffes ned til de dybest undersøgte positioner, hvilket vil sige 21 m dybde i Bælthavet og 24 m dybde i Kattegat. Forekomsten af de brune og grønne alger er dog meget sparsom på de store dybder. De røde og brune skorpeformede alger findes med store dækningsgrader mere eller mindre fra toppen af stenrene og ned til den maksimalt undersøgte dybde. Det er således ikke muligt at fastslå, hvor de forskellige typer alger har deres maksimale dybdeudbredelse i de åbne indre farvande.

Græsning af søpindsvin

Det er alment kendt, at søpindsvin kan øve en betydelig græsning på makroalgevegetationen. I det sydlige Kattegat og i Samsø Bælt er søpindsvinet *Strongyluscentrotus droebachiensis* meget almindelig, og det antages at græsningen har et betydeligt omfang. Eksempelvis er der på en lokalitet ved Vejrø og på Schultz Grund talt mellem 17-50 søpindsvin pr. kvadratmeter på de dybeste dele af revet. Der forekommer således observationer af fuldstændig blotlagt substrat på dybder, hvor der normalt findes oprette løvformede alger.

Salinitetens betydning for artsrigdom på stenrev

8.4.4 Regulering af makroalgernes artsrigdom

En vigtig faktor for sammensætningen af makroalgесamfundet er vandets salinitet. De fleste arter findes ved oceaniske saliniteter. Dette kommer tydeligt til udtryk i de indre danske farvande som et fald i artsantallet fra Skagerrak og ind igennem de indre farvande mod Østersøen. Denne fordeling er bl.a. beskrevet i Nielsen et al. (1995), hvor det totale antal registrerede arter er opgjort for hovedfarvandsområder, og hvoraf det fremgår, at det østlige og vestlige Kattegat er repræsenteret med henholdsvis 283 og 304 arter, mens artsantallet i Bælthavet er faldet til 261 og er helt nede på 117 i den vestlige Østersø.

Lysets betydning for artsrigdom

Den anden universelle faktor som regulerer makroalgevegetationen er lysintensiteten, der dels kommer til udtryk som en karakteristisk zonerings af makroalgесamfundet med dybden og dels som karakteristiske dybdegrænser for de enkelte arters udbredelse.

De 33 stenrevslokaliteter i de indre danske farvande er således fordelt langs både en gradient i lys og i saltholdighed. Disse parametre har en karakteristisk kombination for hvert enkelt stenrev afhængigt af vanddybde og geografisk placering.

Beskrivelse af makrofytrigdom langs transekt fra Skagerrak til Østersøen

Fordelingen af makrofytter er her undersøgt langs et transekt, der samtidigt beskriver overgangszonen mellem Østersøen og Skagerrak med hensyn til saltholdighed (Figur 8.9a). Artsrigdommen udtrykt som det totale antal arter, der er fundet indenfor overvågningsperioden, fordeler sig i tre hovedgrupper med det nordlige Kattegat som det rigeste efterfulgt af Bælthavet og med Østersøen som det mest artsfattige område (Figur 8.9b). Det totale antal registrerede arter afhænger imidlertid af antallet af observationer som varierer mellem enkelte lokaliteter. En mere robust fremstilling af de geografiske variationer i artsrigdommen fås ved udregning af et indeks for artrigdommen (Margalefs indeks, d) for hvert punktdyk langs transektet opdelt i 5 m dybdeintervaller (Figur 8.10).

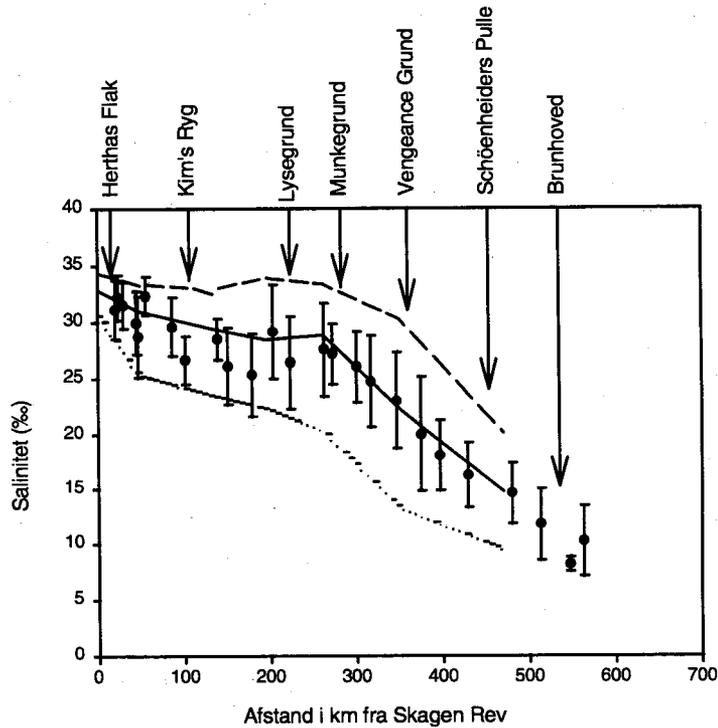
Vertikal fordeling af artsrigdom

I hvert dybdeinterval reduceres artsrigdommen langs transektet og er ca. halveret ved overgangen til Østersøen. Tilsvarende falder artsrigdommen generelt på de enkelte rev med dybden, men reduktionen er først markant fra omkring 15 m og nedefter (Tabel 8.3). Det er specielt den blad- og trådformede vegetation, som bliver mere artsfattig under ca. 15 m dybde. På dybder større end 20 m er det få arter, som dominerer, som fx rødalgen bugtet ribbeblad, *Phycodrys rubens* og mindre trådalger som pudderkvastalge *Spermothamnion repens* og den meget lig *Bonnemaisonia hamifera*. Der er en stærk positiv korrelation mellem artsrigdommen og både lysintensiteten og saliniteten. Den stigende saltholdighed med dybden i de indre danske farvande modvirker således tildels effekten af lyssvækkelsen på artsrigdommen.

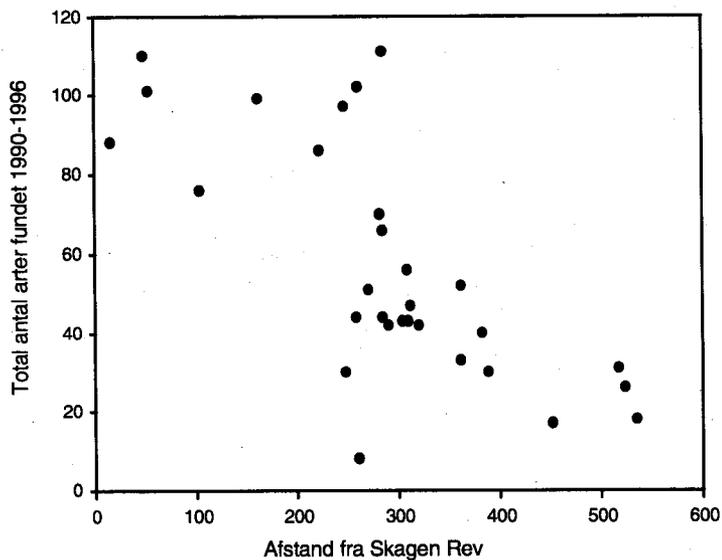
Betydning af substratmængde og fysisk stress

I modsætning til lys og salt er der ingen sammenhæng mellem artsrigdommen og mængden af hårdt substrat på lokaliteterne, og der er heller ingen sammenhæng mellem artsrigdommen og det gennemsnitlige mekaniske stressniveau på lokaliteterne.

Figur 8.9a Saltholdigheden langs transektlinien mellem Skagerrak og Østersøen. Fuldt optrukket linie er gennemsnitlig saltholdighed i 15 m dybde interpoleret mellem fyrskibspositioner (Rasmussen 1995). Stiplede linier angiver maksimums og minimumsværdier som forekommer med en sandsynlighed på 5%. Punkter er gennemsnitlig saltholdighed og standardafvigelse fra DMUs og SMHIs faste stationer projiceret vinkelret ind på transektet. 95% af målingerne ligger indenfor maksimums og minimumsværdierne for transektet. Pile angiver placeringen af udvalgte vegetationslokaliteter.



Figur 8.9b Totalt antal arter indenfor overvågningsperioden som er fundet på hver station (1990-1996) inddelt efter placering langs transekt.



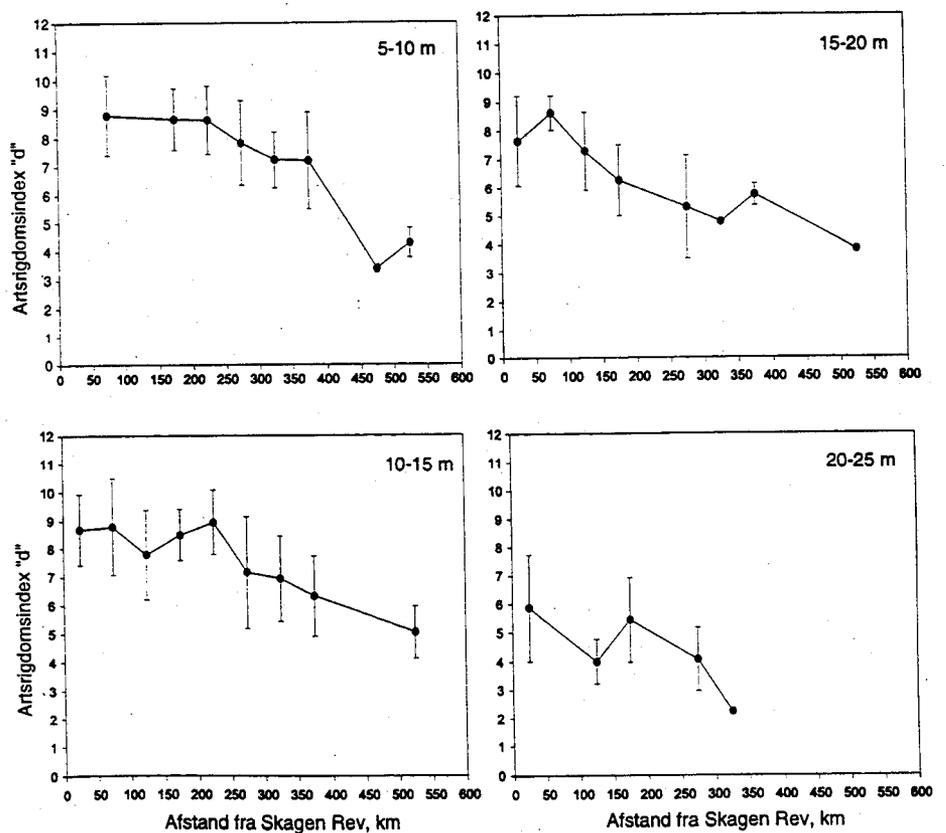
Analyse af samtlige fysiske parametres indflydelse på artssammensætningen

8.4.5 Regulering af makroalgensammensætning

De forskelle, der er mellem stenrevene, når det gælder fysiske forhold, giver naturligvis anledning til forskelligheder i artssammensætningen af vegetationen, som ikke alene lader sig aflæse af et indeks for artsrigdom. Det er muligt at beskrive relationen mellem fysiske parametre og artssammensætningen ved hjælp af en multivariat statistisk analyse. Der indgår følgende parametre: lysintensitet, salinitet, mekanisk stress-, dybde, andelen af hårdt substrat på stationen, årstiden (måned) samt den horisontale parameter "afstand til skagen rev". Analysen, BIOENV, som er beskrevet i detaljer i Clarke og Ainsworth (1993), er baseret på en sammenligning af Bray-Curtis similariteten af de biologiske data med similariteten i fysiske forhold

for de enkelte punkttyk hvorefter den kombination af fysiske faktorer som bedst forklarer similariteterne findes (vægtet Spearman rank korrelation) (Tabel 8.4).

Kombinationen af dybde, afstand til Skagen rev, salt og lys korrelerer med ændringerne i makroalgensamfundet med en korrelationskoefficient, r på mellem 0,4 og 0,6 for de enkelte år. Hårdbundsprocenten, årstiden og det fysiske stress har derimod ingen indflydelse på vegetationens sammensætning i dette datamateriale (årstiden har ingen betydning, når der ses bort fra observationer i marts måned). Fortolkningen af analysen er altså, at vegetationens sammensætning bliver mere og mere forskelligartet med stigende forskel i salinitet, dybde, belysning, og horisontal afstand mellem lokaliteterne. I Figur 8.11 er vist et eksempel på relationen mellem lokaliteternes biologiske similaritet som funktion af forskellen i salinitet mellem observationerne og Figur 8.12 viser tilsvarende similariteten som funktion af den horisontale afstand mellem stationerne. Af BIOENV-analysen fremgår, at den horisontale afstand mellem stationerne stadig har betydning for stationernes similaritet, selvom der ses bort fra de ændringer, der sker i salinitet og lys langs transektet. Dette kan betyde to ting: Enten at der er andre vigtige parametre for makroalgevegetationen end saltholdighed og lys, som ændrer sig langs transektet (fx græsning). Den alternative tolkning er, at den fysiske afstand virker som en barriere for makroalgernes spredning.



Figur 8.10 Gennemsnitlig artsrigdom (Margalefs indeks, "d") langs transekt mellem Skagerrak og Østersøen (50 km intervaller) i 5 m dybdeintervaller.

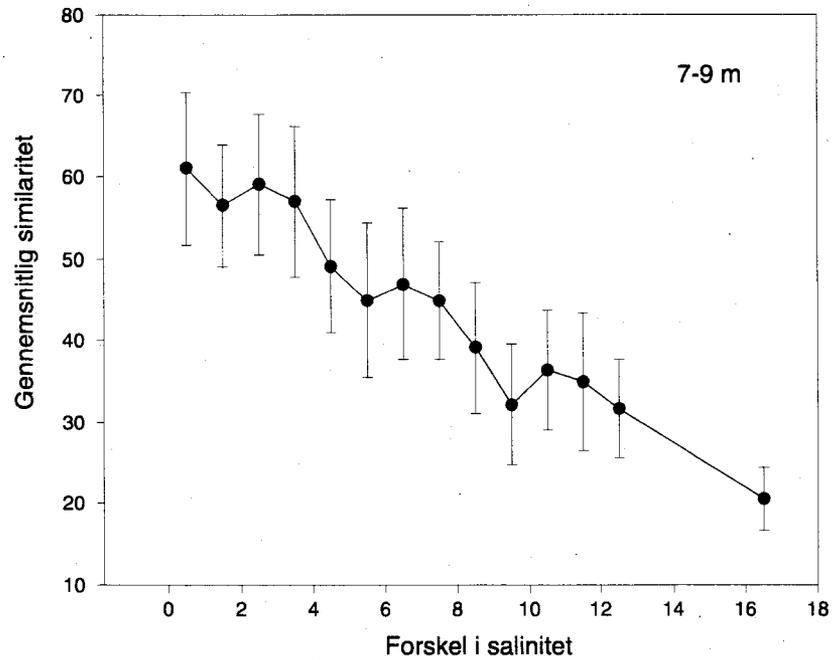
Tabel 8.3 Gennemsnitlig artsrigdom af makroalger (1990-1996) i 5m dybdeintervaller på de enkelte lokaliteter samt gennemsnit for hvert farvandsområde.

Farvand	Lokalitet	Dybde					
		0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30
Nordlig Kattegat	Herthas Flak			7,6	7,2	5,9	
	Tønneberg Banke			9,2	10,0		
	Læsø Trindel	7,6	8,8	8,8	7,8		
Nordlig Kattegat total		7,6	8,8	8,7	7,7	5,9	
Central og sydlige Kattegat	Kims Top			7,8	7,2	4,0	
	Store Middelgrund		8,7	8,5	6,2	5,4	3,0
	Lysegrund		9,3	9,3			
	Briseis Flak		8,5	7,8			
	Ebbeløkke Rev		6,8	7,7			
	Hastens Grund	5,2	10,1				
	Schultzs Grund	6,5	7,2	5,3	4,2	3,3	
	Schultzs Grund, Øst					3,2	
Central og sydlige Kattegat total		6,4	8,3	7,1	5,7	4,9	3,0
Bælthavet	Moselgrund S		7,9				
	Munkegrunde		9,1	6,7			
	Middelflak		8,6	8,5			
	Moselgrund N		9,0	6,2			
	Vejrø	8,5	8,1	8,8	6,2	4,5	
	Hatter Barn		6,7				
	Roesnaes N		7,3	8,0			
	Paludans Flak		8,2	6,7			
	Falske Bolsaks		6,3	7,6	4,8		
	Bolsaks		7,2	5,5		2,2	
	Ryggen		6,2	6,2			
	Vengeance Grund		5,1	4,7			
	Broen I		9,5	7,8	5,4		
	Broen II		8,3	6,6	5,8		
	Kirkegrund		7,5	5,7			
	Venegrund	3,8					
	Venegrund		6,8				
Schoenheiders Pulle	4,3	3,4					
Bælthavet total		7,9	7,6	7,5	6,1	4,3	
Vestlig Østersø	Hjelm Bugt		4,3	4,8			
	Boechers Grund		4,3	6,4	3,8		
	Brunhoved		4,1	4,3			
Vestlig Østersø total			4,3	5,0	3,8		
Gennemsnit af alle farvande		7,3	7,9	7,7	6,4	4,9	3,0

Tabel 8.4 Resultat af BIOENV-analyse for hvert år. Log lys angiver logaritmen til lysintensiteten beregnet ud fra seccidybder samlet for farvandsområderne Nordlige Kattegat, Kattegat, Bælthavet, Østersøen. Stress er beregnet ud fra vindhastighed og retning (middel af 3-timersintervaller og retning 1990-1996), fetch og vanddybde efter Barton Carter (1982). Årstid er 1-månedersintervaller. Afstand er afstanden i km til Skagen rev. %-hårdbund angiver fraktionen af egnet substrat på lokaliteten. De parametre som er angivet med en stjerne giver i kombination den bedste korrelation med sammensætningen af det biologiske samfund de enkelte år med korrelationskoefficienten, r.

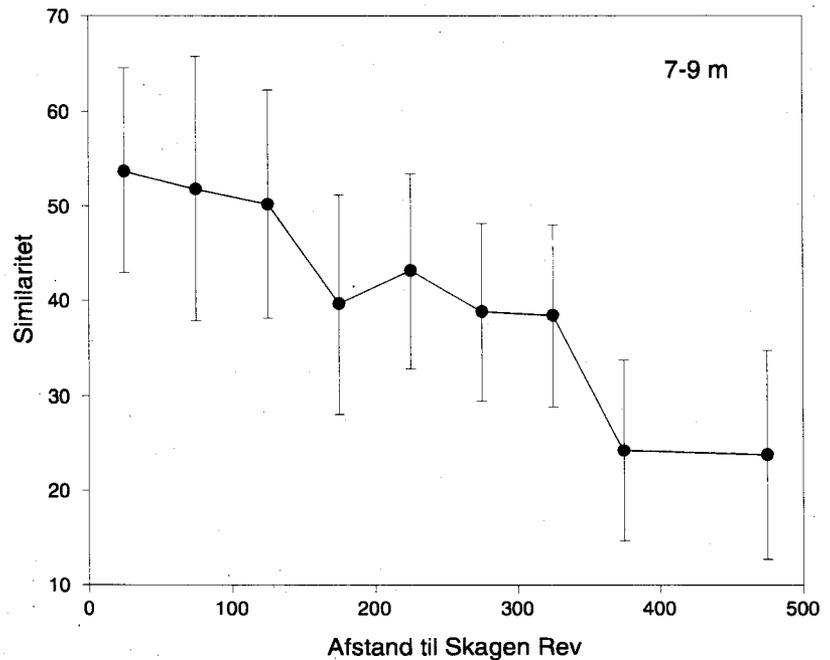
År	Dybde	Log lys	Saltholdighed	Stress	Årstid	Afstand	%-hårdbund	r
1990	*	*	*		*	*		0,489
1991	*	*	*		*	*		0,538
1992	*	*	*		*	*		0,614
1993	*	*	*			*		0,586
1994	*	*	*			*		0,442
1995	*	*	*			*		0,445
1996	*	*				*		0,408

Similaritet som funktion af saltdifferencen for alle stationer 1990-1996



Figur 8.11 Similaritet (Bray-Curtis) i vegetationssammensætning som funktion af forskellen i saltholdighed mellem observationerne for alle observationer i 7-9 m dybde i perioden 1990-1996.

Similaritet mellem lokaliteterne som funktion af indbyrdes afstand



Figur 8.12 Similaritet (Bray-Curtis) i vegetationssammensætning i 7-9 m. som funktion af horisontal afstand mellem lokaliteterne langs transekt.

Multivariat analyse af zonerung i makroalgensamfund ved Vejrø

Selvom ændringerne i artsrigdommen på de enkelte rev er beskedne i de øverste 15 m, så sker der signifikante ændringer i vegetationens sammensætning. Dette kan gøres anskueligt ved en multivariat analyse af Bray-Curtis similariteten, ANOSIM, (Clarke 1993), mellem de enkelte dybdeintervaller med år som replikater. Som eksempel er vist en position ud for Vejrø, hvorfra der foreligger i alt 92 observationer

for dybdeintervallet 0,5-21m (Tabel 8.5). Forskellene mellem dybderne består overvejende i løbende ændringer i de enkelte arters hyppighed, og ikke i at dybdegrænserne for enkelte arter overskrides. Ændringer i forekomsten af arterne *Ceramium nodulosum*, *Phycodrus rubens*, *Laminaria digitata*, *Laminaria Saccharina* udgør fx de mest karakteristiske ændringer i de øverste 10 m, men forekommer alle i dybder, der er større end 15 m. Eksemplet viser også, at analyser af hele makroalgesamfund er en meget mere følsom metode til at påvise dybdespecifikke ændringer i makrofytvegetationen, end artsspecifikke dybdegrænser er.

Tabel 8.5 Resultat af ANOSIM-test af artssammensætningen sammenlignet på tværs af 5 m dybdeintervaller på en lokalitet ved Vejrhø (perioden 1990-1990-96). Værdier i tabellen er p-værdier for parvise sammenligninger

	5-10 m	10-15 m	15-20 m	>20 m
0-5 m	<0,7%			
5-10 m	<0,1%	<0,1%		
10-15 m	<0,1%	<0,1%	<0,1%	
15-20 m	<0,1%	<0,1%	<0,1%	<0,1%

8.4.6 Tilstand og udviklingstendenser for makroalgenes dækningsgrad og artsrigdom

I det nordlige og centrale Kattegat er det samlede makrofytdække i 1996 og 1997 generelt højere end i alle andre år siden undersøgelserne startede i 1989. Figur 8.13 viser den substratspecifikke dækningsgrad på 4 stenrev i det nordlige og centrale Kattegat fordelt på 4 dybdeintervaller. Intervallerne er valgt således, at de dækker de dybere dele af stenrevne, hvor algenes samlede dækning aftager, og hvor man kan forvente at se forskelle, hvis vækstbetingelserne ændres. I det sydlige Kattegat og i Bælthavet er der ikke tale om nogen tydelig tidlig udvikling mod højere dækningsgrader i 1996 og 1997 (Figur 8.14). Disse lokaliteter er til tider kraftigt påvirket af græsning af søpindsvin på dybder under springlaget. Græsningen fra søpindsvinene kan således have skjult effekten af eventuelt forbedrede vækstvilkår for makroalgerne i disse år. Græsningstrykket fra søpindsvinene er ikke opgjort, men observationerne peger entydigt på en stor indflydelse på dybdeudbredelsen af makrofytter i disse områder.

Det stigende vegetationsdække i det nordlige Kattegat er ikke koblet til en forøget artsrigdom i samme periode. I det sydlige Kattegat og i Bælthavet er der heller ikke sket nogen ændring i artsrigdommen i løbet af perioden 1990-1996 (Figur 8.15).

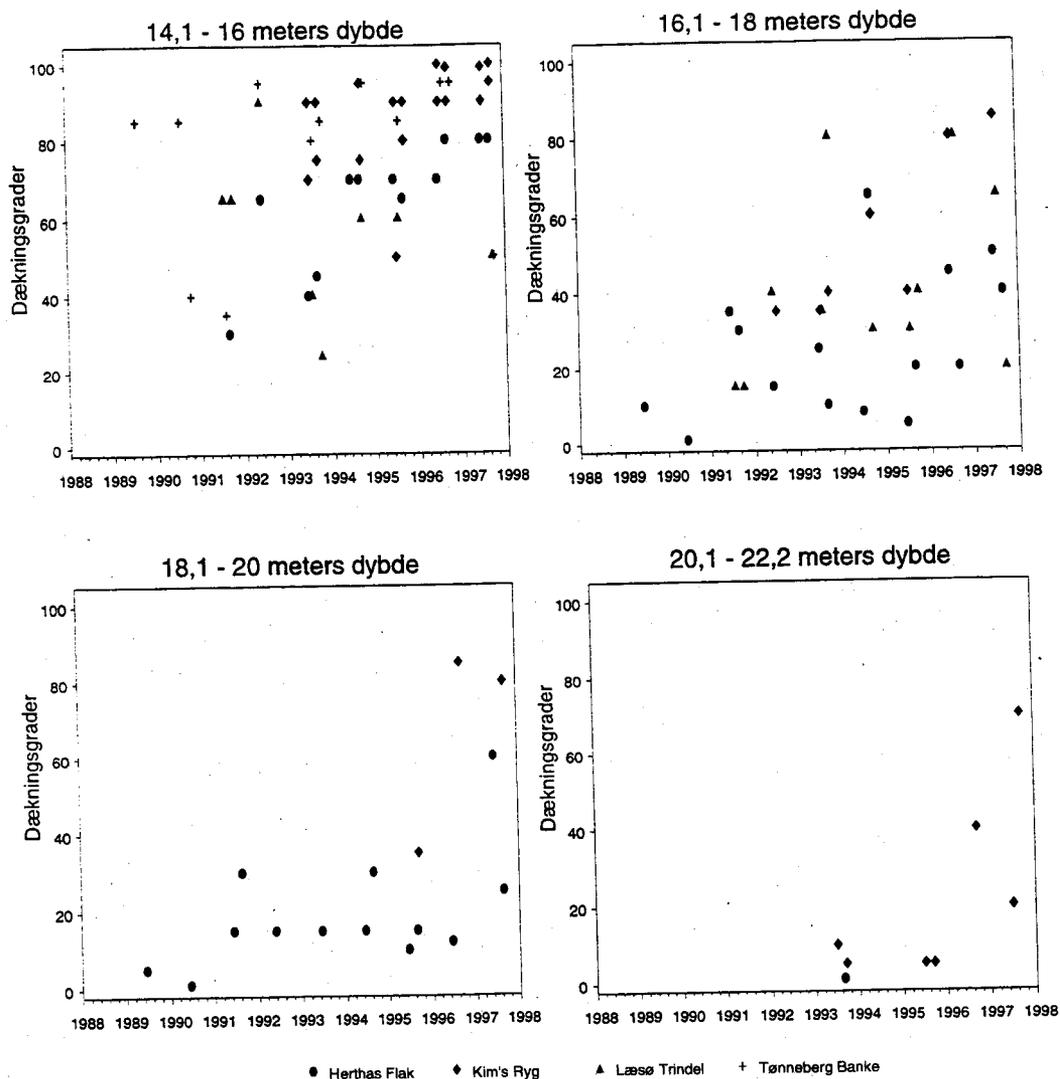
Som det blev demonstreret for dybdeintervallerne på Vejrhø lokaliteten, så er analyser af hele makroalgesamfundet den mest følsomme måde at påvise ændringer i vegetationen. Hvis der er sket en tidlig udvikling betinget af fysiske faktorer, forventes dette at kunne aflæses i vegetationens sammensætning. For samme lokalitet ved Vejrhø er den tidlige variation i vegetationens sammensætning analyseret i detaljer. Når man sammenligner vegetationen i samtlige dybdeintervaller mellem de enkelte år, fremgår det, at 1990 er signifikant afvigende (Tabel 8.6).

Tidlig udvikling i makroalgenes samlede dækningsgrad på udvalgte dybder

Effekter af græsning i det sydlige Kattegat og Samsø Bælt

Manglende sammenhæng mellem vegetations rigdom og det samlede algedække

Tidlig udvikling i algesamfundet ved Vejrhø og mulige årsagssammenhæng



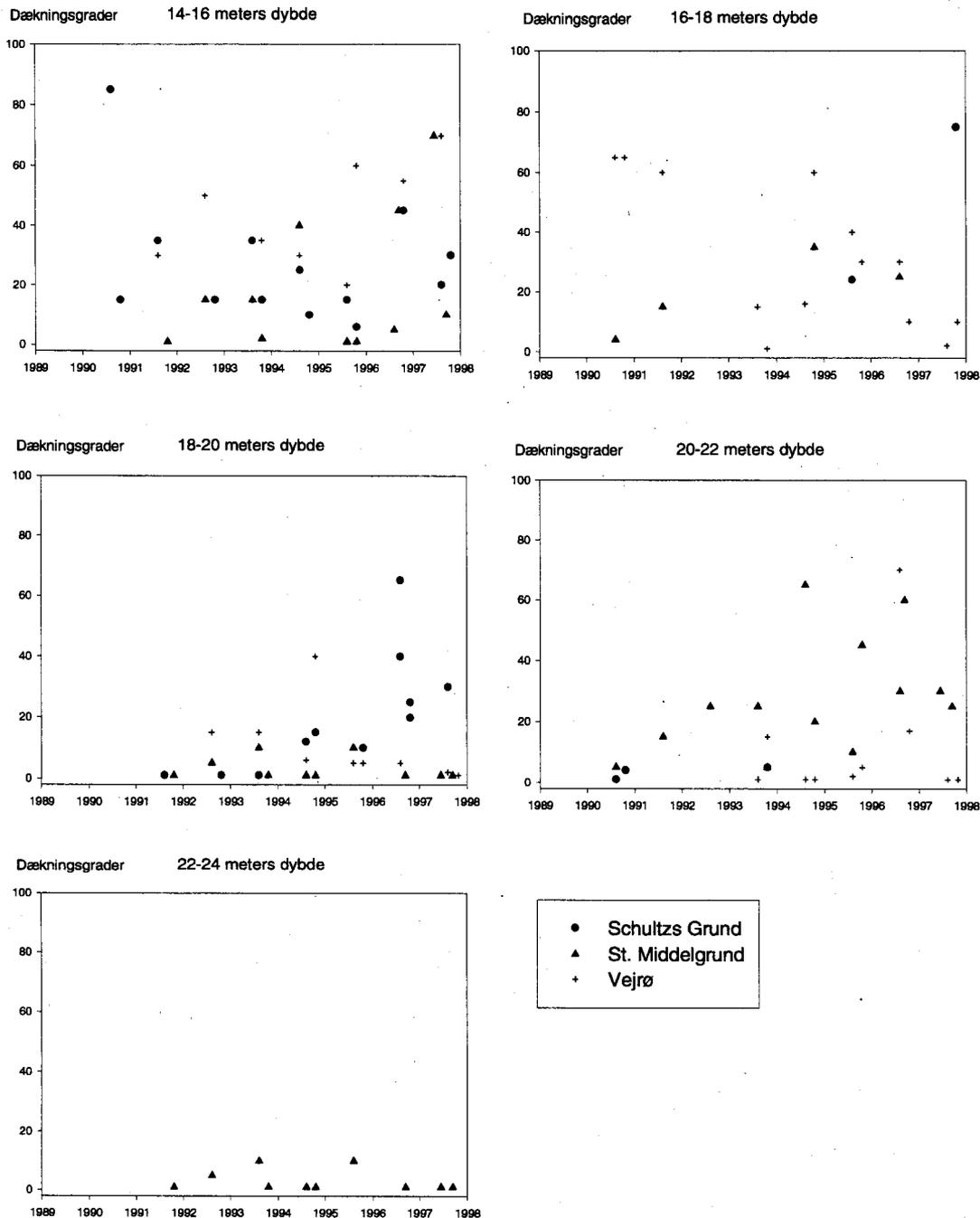
Figur 8.13 Tidslig udvikling i den samlede algevegetations dækningsgrad på 4 stenrev fra det nordlige og centrale Kattegat i udvalgte dybdeintervaller.

Tabel 8.6 Resultat af ANOSIM-test af artssammensætningen sammenlignet på tværs af observationsår værdier i tabellen er p-værdier for parvise sammenligninger. 1991 og 1992 er slået sammen pga. få observationer.

	1990	1991/1992	1993	1994	1995
1991/1992	NS				
1993	3,2%	NS			
1994	3,6%	NS	NS		
1995	0,2%	NS	NS	NS	
1996	0,2%	NS	NS	NS	

Dette år var kendetegnet ved en masse-settling af blåmuslinger, *Mytilus edulis* på vegetationen, som derefter resulterede i et nedslag af al opret vegetation. Eventuelle ændringer i lysforholdene på revet forventes først og fremmest at komme til udtryk som forskydninger i dybden af de enkelte zoner i makroalgensamfundet. Dette er undersøgt ved at sammenligne ændringerne over år for hvert dybdeinterval (Tabel 8.7). Forskydninger vil betyde, at de enkelte år er forskellige i de fleste dybdeintervaller. Men af denne analyse fremgår det, at

specielt de dybere dele af revet afviger signifikant fra hinanden fra det ene år til det andet, når der ses bort fra 1990. Netop Vejro-lokaliteten er kendetegnet ved store fluktuationer i antallet af søpindsvin, og ændringerne i vegetationen tolkes derfor som et resultat af græsning. Det kan ikke udelukkes at der samtidigt er sket forskydninger af hele makroalgensamfundet, som ville kunne afsløres med en højere opløsning i dybdeintervallerne, men ud fra de foreliggende data er konklusionen, at de tidlige ændringer alene kan forklares med variationer i bestanden af blåmuslinger og søpindsvin og ikke ændrede lysforhold.

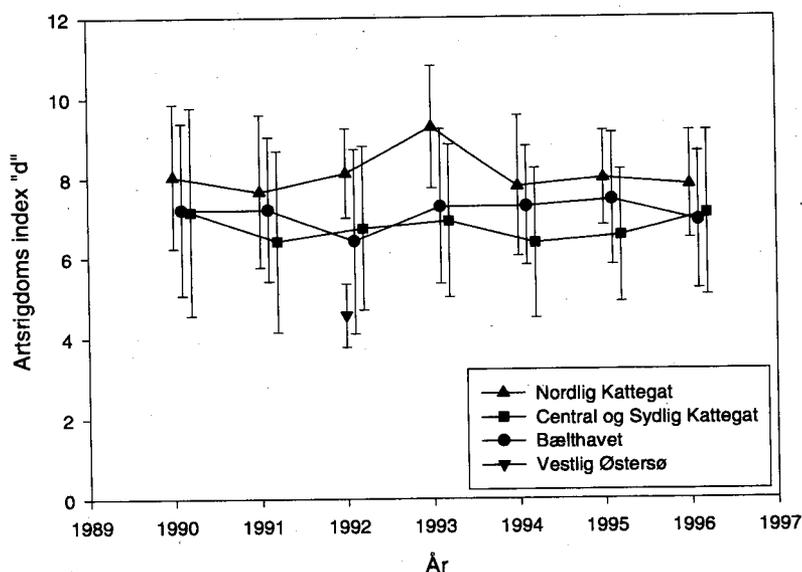


Figur 8.14 Tidlig udvikling i den samlede algevegetations dækningsgrad på 3 stenrev fra det sydlige Kattegat og Samsø Bælt i udvalgte dybdeintervaller.

I hele perioden 1990-1996 er der altså ikke tale om nogen trend i artsrigdom og heller ikke i artssammensætning på Vejrø lokaliteten. De tidlige variationer, som forekommer, er samtidigt meget små, når man sammenligner med den rummelige variation i de åbne farvande.

Tabel 8.7 Resultat af ANOSIM-test af artssammensætningen sammenlignet på tværs af observationsår for dybdeintervallerne 0-5, 5-10, 10-15, 15-20. I tabellen angiver tallene 1, 2, 3 og 4 hvilke dybdekategorier, som er signifikant forskellige ved mellem år. NS angiver, at to år ikke adskiller sig signifikant fra hinanden på nogen dybdeintervaller. 1991 og 1992 er slået sammen pga. få observationer.

	1990	1991/1992	1993	1994	1995
1991/1992	2				
1993	1-3-4	NS			
1994	2	NS	3-4		
1995	1	2	4	4	
1996	NS	NS	4	NS	4



Figur 8.15 Tidslig udvikling i artsrigdommen (gennemsnit og standardafvigelse) på de enkelte lokaliteter inddelt efter farvandsområde (alle dybdeintervaller indgår i gennemsnit).

8.5 Sammenfatning

Ålegræs

Ved århundredskiftet vekslede ålegræssets dybdegrænse mellem ca. 11 m i de åbne områder og 4 - 4,5 m i fjordene. I dag er dybdeudbredelsen betydeligt mindre - i nogle områder er den halveret, og ålegræssets udbredelsesareal er ligeledes reduceret. Den verdensomspændende ålegræspsyge forårsagede reduktioner i bestandene i 1930'erne. Siden 1950-1970'erne har den forøgede næringssaltbelastning med deraf forringede lysforhold forårsaget en generel reduktion i udbredelsen af ålegræsset.

Ålegræssets dybdegrænse har ikke vist en retningsbestemt udvikling gennem overvågningsperioden 1989-97 som helhed. Mange steder -

især i åbne kystområder og i den yderste del af fjordene - steg ålegræssets maksimale dybdegrænse imidlertid i 1997, og det var ofte nyspirede planter, der udgjorde dybdegrænsen. Stigningen i dybdegrænsen er sandsynligvis et respons på forbedrede lysforhold i 1996 og 1997.

Variationer i sigtddybden kunne forklare 32-36% af variationerne i ålegræssets dybdegrænse når overvågningsperioden 1989-97 betragtes som helhed. Andre faktorer end lyssvækkelsen i vandsøjlen spiller imidlertid også en væsentlig rolle for ålegræssets dybdegrænse. Epi-fytter på bladenes overflade kan skygge ålegræsset, fysisk eksponering kan forhindre, at ålegræs etableres, og muslingefiskeri med skrabbende redskaber er et omfattende problem for ålegræsset i mange kystområder.

Makroalger - kystområder

Gennem overvågningsperioden er antallet af enårige arter, specielt grønalger, faldet signifikant i Lillebælt, ved Vejsnæs på Ærø, i Storebælt (ved Rønne og Æbelø) samt i Sejerø Bugt.

I Lillebælt faldt makroalgernes artsdiversitet gennem overvågningsperioden. Store dele af den bladformede rød- og brunalgevegetation forsvandt i 1994, og den er kun i begrænset omfang genetableret.

I flere af de fynske kystvande samt i Storebælt, Sejerø Bugt og Køge Bugt var der færre eutrofieringsbetingede alger i 1997 end i tidligere år.

Makroalger - stenrev

Makroalgedata fra stenrev i de indre danske farvande med mindst 10% egnet substrat er analyseret for perioden 1990-96 og sammenholdt med fysiske og kemiske faktorer, gældende for de enkelte lokaliteter.

Artsrigdommen er beskrevet i et antal dybdeintervaller langs et transekt gående fra Skagerrak til Østersøen. I hvert dybdeinterval falder artsrigdommen til ca. det halve fra nord til syd. Tilsvarende falder artsrigdommen generelt med dybden, specielt på større vanddybder. Disse fordelinger følger ændringer i salinitet og lysintensitet.

Multivariate analyser af algesamfundene viser, at dybde, lysintensitet, salinitet og den geografiske afstand mellem lokaliteterne bedst forklarer variationen i artssammensætningen mellem de undersøgte lokaliteter. Fysiske stress, årstid og mængden af egnet substrat har ingen indflydelse på vegetationens sammensætning.

I det nordlige og centrale Kattegat er vegetationens generelle dækning steget i 1996 og 1997, mens artsrigdommen er uændret. I det sydlige Kattegat og Bælthavet er vegetationen under springlaget kraftigt påvirket af græsning fra søpindsvin, og her er der ingen tydelige ændringer i vegetationens dækning.

På en enkelt lokalitet ved Vejrø er den tidlige udvikling i artssammensætningen studeret i detaljer. Der er ingen trend i variationerne. De ændringer der findes kan tilskrives græsninger fra søpindsvin og settling af blåmuslinger.

Sammenfattende er de tidlige variationer små set i forhold til de rummelige variationer, som forekommer i makroalgesamfundene ind gennem de indre danske farvande.

9 Bundfauna

Baggrund

Langt det største areal af havbunden inden for det danske territorium er beboet af blødbundsfauna. Fødegrundlaget for denne fauna, der består af invertebrater der lever på og i sedimentet, er hovedsagelig primærproduktionen i de frie vandmasser, der i en eller anden form drysser ned til bunden. Det er nu en almindelig opfattelse, at specielt forårsopblomstringen er vigtig som føde for bundfaunaen, da den ofte består af kiselalger, der blandt andet på grund af deres størrelse og den kendsgerning, at de kun i ringe omfang bliver græsset af zooplankton, hurtigt synker ned til bunden.

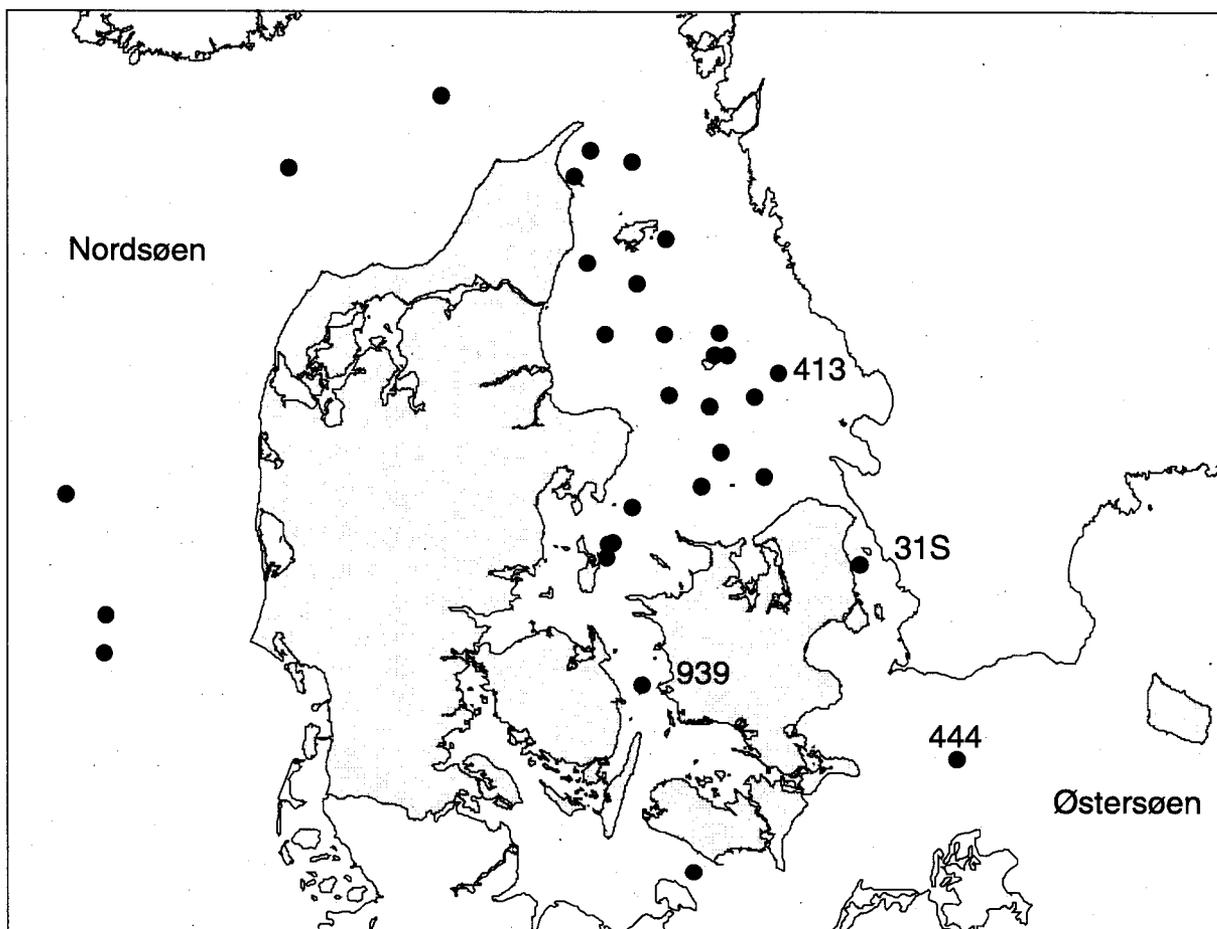
Bundfaunaen udgør fødegrundlaget for bundlevende fiskearter og spiller en vigtig rolle for nedbrydningen af organisk materiale i og ved havbunden. Dens betydning som fiskeføde har bevirket, at der foreligger kvantitative data om forekomster så langt tilbage som i de første årtier af 1900-tallet, hvor C.G.J. Petersen kortlagde faunaens udbredelse i store dele af de skandinaviske farvande. Petersen inddelte faunaen i samfund kendetegnet af karakteristiske arter, et koncept der stadig bliver brugt.

Materialet anvendt i denne rapport kommer fra alle Petersens samfund, undtaget det dybe *Amphilepis-Pecten* samfund i Skagerrak. På dybder større end haloklindybden (ca. 15 m) dominerer slangestjernen *Amphiura filiformis*, der har vist en markant fremgang i de senere årtier. På dybder lavere end haloklindybden er ofte bløddyr, navnlig muslinger, den dominerende gruppe. De fleste arter i disse samfund tilhører en af de 4 såkaldte store dyregrupper: bløddyr (Mollusca), pighude (Echinodermata), børsteorme (Polychaeta) og krebsdyr (Crustacea), og indbefatter arter med vidt forskellig ernæringsbiologi: suspensionsædere, depositionsædere og rovdyr.

Da bundfaunaen er relativt stationær, og mange af arterne er flerårige, har bundfaunaen vist sig at være specielt egnet for overvågning af miljøforandringer, enten de er naturlige eller menneskeskabte. Der foreligger nu en relativt stor viden om, hvordan denne type fauna reagerer på ændringer i tilførslen af organisk stof (Pearson & Rosenberg 1978, Gray 1992, Diaz & Rosenberg 1995, Hagerman et al. 1996 for at nævne nogle sammenfattende værker). Kort fortalt, hvis tilførslen ikke bliver så stor, at der opstår iltmangel i bundvandet, har en øgning af tilførslen en overvejende positiv effekt på faunaen med øgede bestande som resultat; men hvis iltkoncentrationerne bliver for lave, er effekten negativ med dødelighed som resultat, hvor nogle arter er mere følsomme end andre.

Dette kapitel omhandler hovedsagelig tidlig udvikling og rumlig fordeling af blødbundsfauna i Kattegat og Bælthavet (Figur 9.1) i tidsperioden 1979-1997, i alt op til 19 år, og resultaterne bliver relateret til ydre og indre faktorer af mulig betydning for dynamikken i de pågældende systemer. Da hovedformålet med havtemarapporten er at undersøge, om tiltag i forbindelse med vandmiljøplanen har haft effekter på det marine system, vil hovedvægten blive lagt på at relatere ændringer i bundfaunaen til faktorer, der regulerer fyttoplankton

primærproduktionen og iltforhold ved bunden, hvilket især vil sige tilførsel af kvælstof og ferskvandsafstrømning fra land. Det er almindeligt accepteret, at kvælstofmangel er den vigtigste begrænsende faktor for primærproduktionen i det åbne hav. Da reduktionen i udledningen af kvælstof efter vandmiljøplanens vedtagelse har vist sig at være begrænset, kan der ikke forventes de store forandringer i bundfaunaens biomasse og artssammensætning. Der er heller ikke sket de store forandringer af udledning af kvælstof til havet i den 19 år lange periode siden 1979, hvor kvælstoftilførslen nåede maksimalt omfang. Derfor vil man forvente, at eventuelle bundfaunaforandringer induceret af ændringer i næringsstofftilførslen hovedsageligt vil være korreleret til kvælstoftilførselen via ferskvandsafstrømningen fra land.



Figur 9.1 Kort der viser placering af bundfaunastationer, der indgår i rapporten. De 4 stationer, hvorfra lange tidsserier foreligger, er angivet med stations-id.

9.1 Tidligere undersøgelser af bundfauna

Sammenligninger af materiale taget i 1980'erne i Kattegat (Pearson et al. 1985, Josefson & Jensen 1992) og i Skagerrak (Rosenberg et al. 1987) med Petersens undersøgelser i begyndelsen af århundredet (Petersen 1913, 1915) indikerer forandringer af bundfaunaen, som man ville forvente med øget eutrofiering, fx øgede biomasser i områder, hvor ilten ikke har været begrænsende, og reduktioner af bestanden, hvor iltmangel har forekommet i 1980'erne.

Undersøgelser af tidlig udvikling af bundfaunasamfund i åbne områder af Kattegat og Skagerrak i de sidste tre decennier har vist en høj grad af samvariation mellem stationer gennem de seneste årtier over lange geografiske distancer, hvilket indikerer betydning af ydre fysiske faktorer. Det er vist, at biomassen generelt er forøget fra 1970erne frem til midt i 1980erne i det østlige Skagerrak og det nordlige Kattegat (Josefson 1990), og at denne forøgelse i stor udstrækning udgøres af slangestjerner (*Amphiura*) og børsteorme. Specielt stor forøgelse af bundfaunabestanden skete i overgangen mellem 1970erne og 1980erne samtidig med en markant forandring af artssammensætningen målt med multivariate metoder (Austen et al. 1991, Josefson et al. 1993). Som forklaring på dette fænomen blev der foreslået en øget sedimentation af organisk materiale, hvilket blev støttet af korrelationer mellem afstrømning/næringssalttilførsel og faunavariable i området (Josefson et al. 1993). Udviklingen i det sydlige Kattegat viste en tendens til fald fra høje værdier i begyndelsen af 1980erne frem til 1988, hvilket sammenkoblede med forringede iltforhold i denne periode (Jensen & Josefson 1990). I Josefson (1996) blev længere tidsserier analyseret fra stationerne i det sydlige Kattegat, og nu var den faldende tendens ændret til en stigning frem til 1993. Det blev påpeget, at bestanden, specielt for arter med kort levealder, viste et bimodalt mønster med høje værdier i begyndelsen af 1980erne og i begyndelsen af 1990erne. Det blev foreslået, at variationer af sedimentation af fytoplanktonmateriale var en vigtig årsag til dette mønster. Der blev i dette tilfælde ikke foretaget nogen analyse af forandringer af artssammensætning. Siden Josefson (1996) foreligger nu data fra disse stationer fra yderligere 4 år, og muligheden er til stede for at undersøge, om stigningen først i 1990erne er fortsat eller ikke.

9.2 Fremgangsmåde

Fremgangsmåden er dels en beskrivelse af faunaens rumlige fordeling på 32 stationer i halvfemserne, hvor resultatet bliver relateret henholdsvis til dybde og geografisk placering, dels en detaljeret analyse af 4 lange tidsserier fordelt på det sydlige Kattegat, Øresund, Storebælt og Arkona Havet i den sydlige Østersø. To af serierne er fra områder, hvor kraftigt iltsvind i bundvandet kan forekomme (og har forekommet, navnlig Anholt og Arkona), mens to er fra vel ventilerede områder, hvor iltmangel ikke er sandsynligt (Storebælt og Øresund). En sammenligning af udviklingen på disse stationer muliggør således en vurdering af betydningen af iltsvind som regulerende faktor for bundfauna.

Materiale

Materialet der er brugt i nærværende analyser er op til 19 år lange tidsserier af faunadata fra 4 overvågningsstationer i Kattegat, Øresund, Bælthavet og den sydlige Østersø (Tabel 9.1). Desuden er faunadata brugt fra yderligere 28 stationer, de fleste i Kattegat fra årene 1994 og 1995 for at belyse rumlig fordeling af faunaen. Disse stationer indgår p.t. i DMUs overvågning og flere af dem var tidligere en del af SNSs overvågning. Endvidere bliver analyseresultaterne sammenlignet med tidsudvikling af fauna præsenteret i amternes overvågningsrapporter.

Tabel 9.1 Tabel over 32 bundfaunastationer, der indgår i denne rap-ports analyser. Stationer markeret med * er blevet brugt i analysen af tidslig udvikling, mens resterende stationer kun indgår i den rumlige analyse. Positioner i decimalgrader.

Station	Længde Ø	Bredde N	Dybde (m)	Prøvetagningsår
44	11.6662	56.7468	5	1994
2	10.7727	55.9730	6	1994
121	11.0515	57.0727	8	1994,1995
42	11.6268	56.7560	13	1994,1995
P21	10.6727	57.1630	13	1994,1995
155	11.2537	56.8508	14	1994,1995
409	10.7917	56.8567	14	1994,1995
P46	10.5808	57.5343	15	1994,1995
14	10.8078	55.9807	17	1994,1995
150	11.2730	56.5922	17	1994,1995
31S *	12.6687	55.8508	17	1979-1997
P26	11.6643	56.8502	19	1994,1995
P35	11.4888	56.2053	22	1994,1995
P23	10.9653	56.1262	23	1994,1995
1416	10.7167	57.6367	24	1994,1995
19	10.7575	55.9205	24	1994,1995
49	11.7228	56.7550	24	1994,1995
P11	11.2903	57.2588	26	1994,1995
952	11.3333	54.5700	27	1994,1995
1402	11.9717	56.2367	29	1994,1995
1058	07.0000	55.5000	30	1994,1995
P9	11.5685	56.5403	30	1994,1995
1238	11.6500	56.3450	31	1994,1995
P6	11.9160	56.5728	32	1994,1995
1047	07.0000	55.6667	34	1994,1995
158	11.0362	57.5892	35	1994,1995
939 *	11.0000	55.3767	38	1982-1997
1073	06.6667	56.1667	39	1994, 1995
444 *	13.3000	55.0000	45	1980-1997
413 *	12.1167	56.6667	55	1982-1997
HAOK	09.5467	57.8833	130	1994
HITO	08.3383	57.5767	130	1994

Prøvetagning og analyse

Prøvetagning blev oftest gennemført (>90% af prøverne) i den første halvdel af året, i marts, april, maj eller juni måned.

Det anvendte, helt kvantitative, materiale er blevet indsamlet med forskellige prøvetagere på forskellige tidspunkter og oparbejdet af forskellige personer (ofte konsulenter). Et fuldstændigt konsulent-

skift skete mellem 1991 og 1992 prøvetagningerne. Van Veen grab (0,1 m²), oftest med 3 replikater pr. station og dato, blev brugt i årene frem til og med 1984 og derefter blev en 0,0145 m² eller en 0,0123 m² Haps bundhenter brugt frem til og med 1997. Haps-prøverne blev i de fleste tilfælde taget med 10 replikater pr. station og dato. Alle prøver er blevet sigtet gennem 1 mm sigte, og det tilbageholdte materiale er blevet fikseret i ca. 5% formaldehyd og efter biomassebestemmelse opbevaret i 80% ethanol. Materialet blev så vidt muligt bestemt til art, og for hver art opgjordes antal individer og vådvægt, tørvægt og i nogle tilfælde også glødetab pr. prøve. Mollusker er vejlet inklusive skaller.

Statistisk analyse

Den ikke-lineære robuste glidende middelværdiberegning LOWESS (Cleveland 1979) blev brugt for at fremtage tidslige tendenser af univariate variable i tidsserierne. De således beregnede middelværdier for hvert år blev sammenlignet ved korrelationsanalyse med tilsvarende tidsserier fra de andre stationer og med omverdensfaktorer (afstrømning mv.). Kendalls rank of concordance test (Siegel 1956) blev brugt for at teste, om der fandtes en systematisk respons mellem tidsserier på flere forskellige stationer. Begrundelsen for at udføre korrelationer mellem glidende middelværdier og ikke de målte værdier er, at man ikke vil forvente en respons af alle arter i det samme år af en påvirkning, fx høj fødetilførsel i et år, fordi arterne har forskellig forplantningscyklus, vækstrate og størrelse. Desuden er der, specielt for arter med lang levetid, en betydelig seriel korrelation mellem efterfølgende år for antal og biomasse.

Lighed af artssammensætning mellem prøver blev bestemt ved Bray-Curtis lighedsindeks, gennemgående ved brug af $\sqrt{}$ -transformation af individtætheder og biomasser af enkelte arter. Lighederne blev ordinerede ved MDS-analyse, hvor den non-metriske Kruskal-algoritme blev brugt. For hver MDS-analyse blev de 160 mest betydningsfulde arter udvalgt, enten det var individtæthed eller biomasse. Identificering af arter med stor betydning for de observerede mønstre ved MDS blev gjort med SIMPER modulen i PRIMER. Test af signifikans af grupperinger i MDS blev foretaget ved ANOSIM monte-carlo test. Alle multivariate analyser blev foretaget med PRIMER og de univariate med SYSTAT ver. 7.0 (SPSS Inc.).

Kvalitetssikring

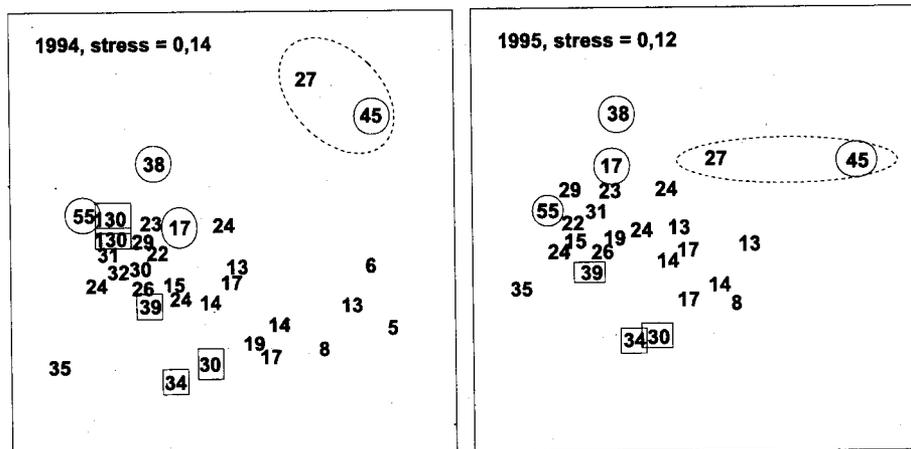
Før analyse af artssammensætning blev det sikret, at der var konsistens i artskoder. Da der hele tiden sker en taksonomisk udvikling, hvor arter slås sammen eller splittes op på nye arter, kan det fx forekomme, at en og samme art optræder under flere forskellige koder i en række af år. I nærværende materiale blev således fx *Pholoe*-arterne, der for nylig er blevet splittet op på flere arter, behandlet under den fælles kode PHOLOE Z.

9.3 Gruppering af faunasamfund

Rumlig fordeling i 1990erne

MDS-analyse af ligheder baseret på individtæthed mellem i alt 32 stationer i årene 1994 og 1995 viste god overensstemmelse mellem de to år, men ingen klar adskillelse mellem grupper (Figur 9.2). En undtagelse var dog Østersøstationen 444 og stationen i Femer Bælt, der adskilte sig fra de andre stationer. I den store gruppe var der en mere

eller mindre jævn overgang fra dybe stationer til venstre i figuren til de lavvandede stationer til højre i figuren. SIMPER analyse viste også, at de dybe stationer karakteriseredes af mudderbundsarter der forekommer i det såkaldte *Amphiura*-samfund (sensu Petersen), mens de mere lavvandede stationer karakteriseredes af arter, der er knyttet til mere sandet sediment i det så kaldte *Venus*-samfund.



Figur 9.2 MDS-plots af ligheder mellem stationer baseret på \sqrt{V} -transformerede tætheder af de 160 mest almindelige arter. Stationerne er angivet ved vanddybden i m. Hele cirkler angiver stationer brugt til analyse af tidslig udvikling, og firkanter angiver Nordsø-stationer. Stiplet ellipse angiver stationer i Østersøen og Femer Bælt.

Det kan ses, at de 5 stationer i Nordsøen ikke skiller sig nævneværdigt ud fra Kattegat-stationerne. Fordelingen i de åbne farvande afviger fra fordelinger i Svenske fjorde (Rosenberg & Möller 1978) og i Øresund (Josefson & Pedersen 1998), hvor der er en markant diskontinuitet af arternes fordeling i forbindelse med haloklinen på ca. 15 m dybde. Grunden til, at dette ikke er lige så tydeligt i de åbne farvande, er sandsynligvis, at lagdelingen er væsentligt mindre effektiv end i de mere kystnære områder tættere på ferskvandstilførslen.

9.4 Tidslig udvikling i faunaens tilstand

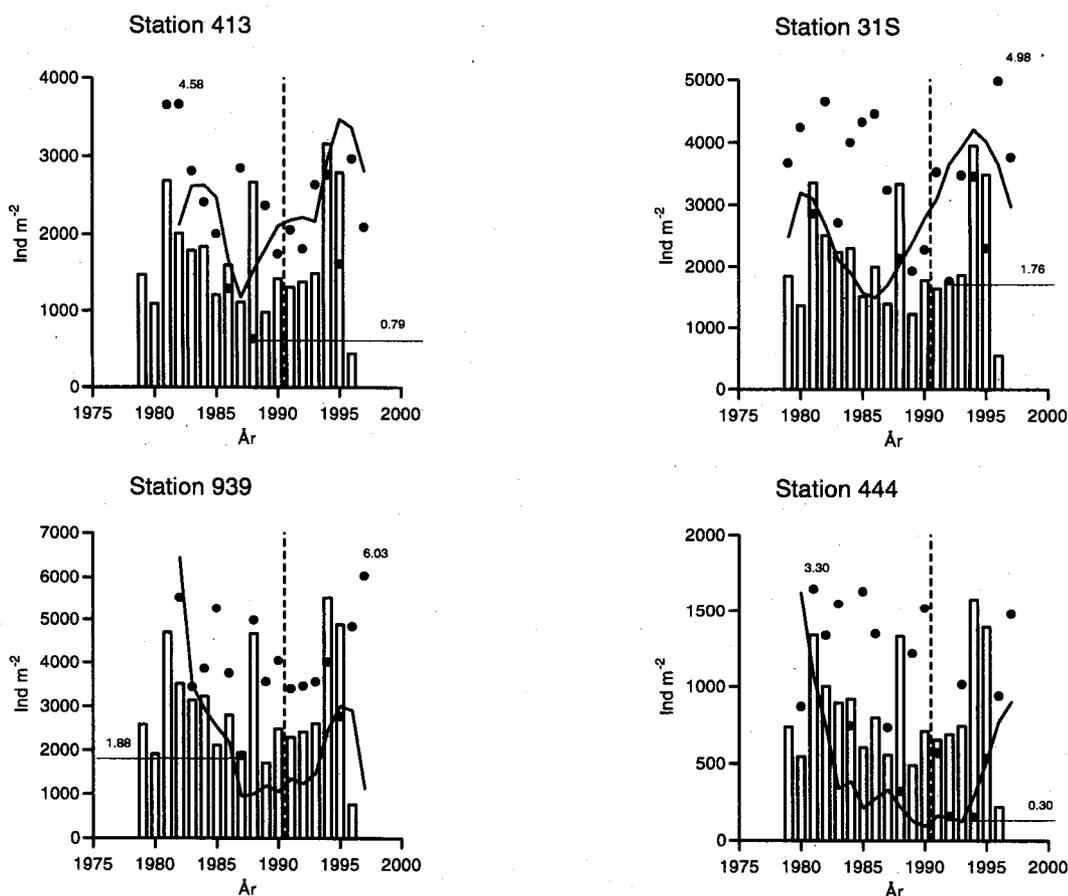
Total individtæthed og biomasse

Den tidslige udvikling i den totale individtæthed viste i vidt omfang et sammenfald mellem de fire stationer med lange tidsserier (Figur 9.3), idet de højeste værdier for dem alle forekom i begyndelsen af 1980'erne og midt i 1990'erne og med et minimum mellem disse tidspunkter. Minimum indtraf på 3 stationer i perioden 1985-87. Forskellen mellem de laveste og højeste værdier var mindst en faktor 3. Korrelationsanalyse ved Kendalls rank of concordance mellem glidende middelværdier beregnet med LOWESS viste en signifikant ($P < 0,001$) systematisk respons mellem de 4 stationer (Tabel 9.2). Tætheden på station 444 i Arkona Havet var klart lavere sammenlignet med de andre stationer. Et lignende 'bimodalt' mønster fandtes også for den totale biomasse, i hvert fald på 3 af stationerne, og Kendall test viste også her en signifikant systematisk respons mellem de 4 stationer ($P < 0,01$). Det bimodale mønster blev mere tydeligt ved fjernelse af molluskernes biomasse (Figur 9.4, Tabel 9.2), sandsynlig-

vis blandt andet fordi denne gruppe indeholder arter med stor individstørrelse og med spredt fordeling på bunden (fx. *Arctica islandica*). Set over perioden som helhed, 1979 - 1997, var der ingen tendens til stigning eller fald af biomassen.

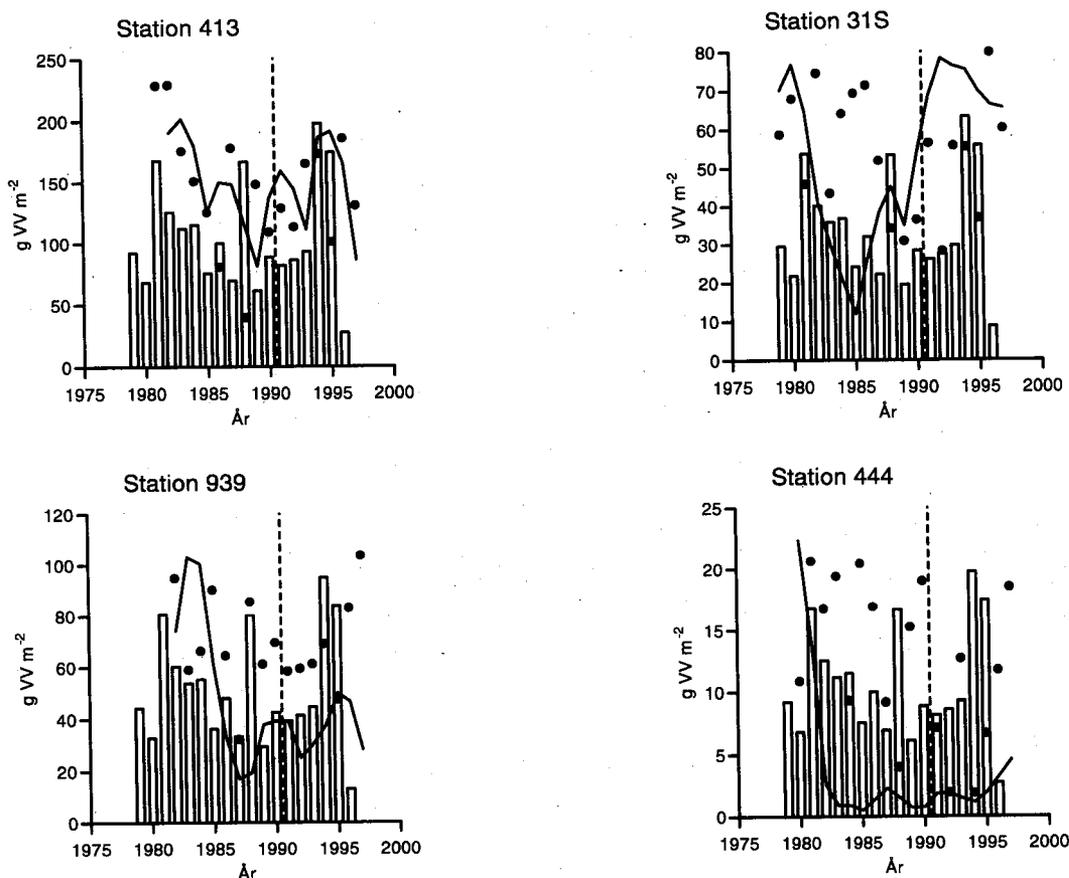
Tabel 9.2 Resultat af statistisk testning med Kendalls rank of concordance af samvariation i faunavariabel mellem stationer i tidsperioden 1979 - 1997. W er testparameter i testet; Sign. angiver signifikansniveau: *** = $P < 0,001$, ** = $P < 0,01$, * = $P < 0,05$, ns = $P > 0,05$. H_0 der bliver testet er, at der ingen systematisk respons er mellem stationerne.

Variabel	Stationer	År	W	Chi-square	Sign.
Glidende middel beregning med LOWESS					
Total individtæthed	4	16	0,667	40,02	***
Total biomasse (VV)	4	16	0,556	33,36	**
Biomasse minus Mollusca (VV)	4	16	0,906	54,36	***



Figur 9.3 Tidsserieplots af glidende årsmidler af total individtæthed (kurve), månedsmiddelfstrømning til Øresund i januar-marts (søjler) og årsminimumsværdier af iltkoncentration i bundvandet (fyldte cirkler) på de 4 stationer med lange tidsserier. Maksimum og minimum af de årlige minimumiltkoncentrationer er angivet i mg l^{-1} . Stiplet linie angiver tidspunkt for specielt stor forandring af artssammensætning, beskrevet i teksten.

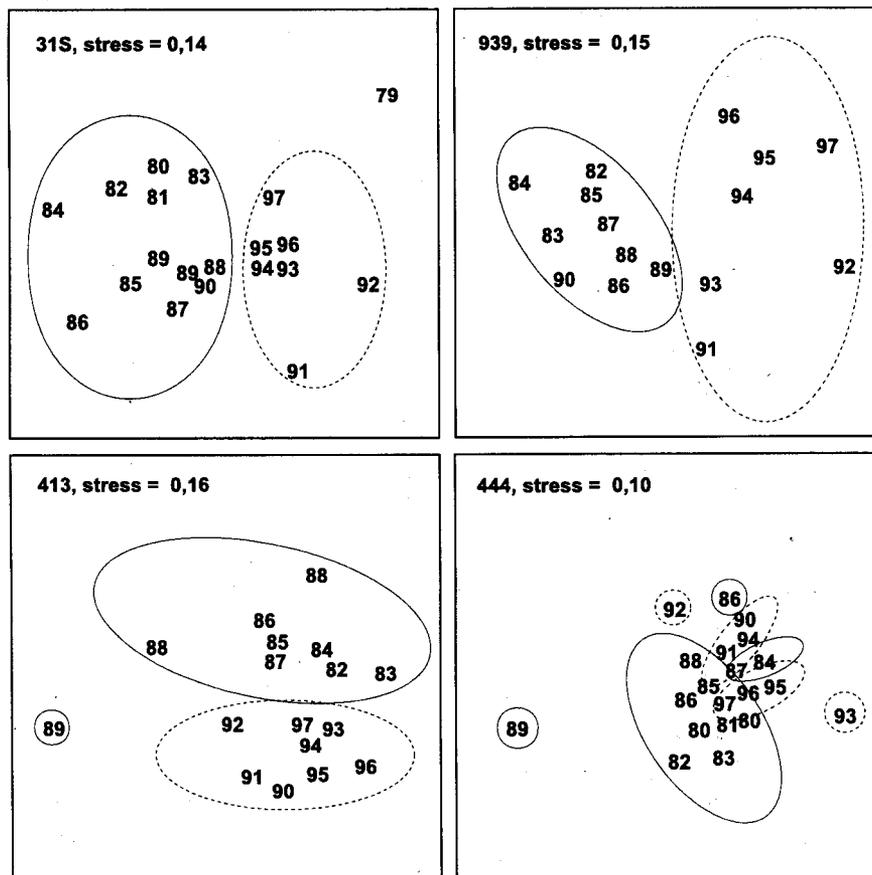
Tilsvarende bimodale mønstre for individtætheden forekommer også på flere stationer i farvandene omkring Fyn (stationerne: DSØ03, NLB17, FAA42, DSØ351) og en stor del af variationen skyldes grupperne Mollusca og Crustacea (Rask et al. 1998). Ferskvandsafstrømningen fra Fyn viser et tilsvarende mønster som bundfaunaens individtæthed (Rask et al. 1998). Tilsvarende mønstre var også til stede på Århus Amts stationer ved Fornes og på svenske stationer i Kattegat frem til 1993 (Josefson 1996).



Figur 9.4 Tidsserieplots af glidende årsmidler (LOWESS) af biomasse minus mollusker i vådvægt (kurve), månedsmiddelfafstrømning til Øresund i januar-marts (søjler) og årsminimum iltkoncentration i bundvandet (se Figur 9.3 for skala) på de 4 stationer med lange serier. Skalaer for afstrømning og ilt er arbitrære. Stiplet linie angiver tidspunkt for specielt stor forandring af artssammensætning beskrevet i tekst.

Artssammensætning

Den tidlige udvikling i artssammensætning blev analyseret ved MDS-analyse på hver station separat af Bray-Curtis ligheder baseret på \sqrt{v} -transformerede tætheder og biomasser af enkeltarter. Resultaterne baseret på vådvægt og tørvægt viste i vidt omfang god overensstemmelse, og derfor bliver kun resultater baseret på en af dem, nemlig vådvægt, præsenteret i denne rapport. Som det kan ses af Figur 9.5, kan prøverne baseret på individtæthed fra stationerne uden for Østersøen grupperes i to klart afgrænsede grupper, en med prøver fra perioden 1980 - 1990 og en for perioden 1991 - 1997. Grupperingen er signifikant med ANOSIM-test på mindst 5% niveauet på 3 af stationerne og på 10% på station 444. Den bedste separation fandtes på stationerne 31S i Øresund og 939 i Storebælt.



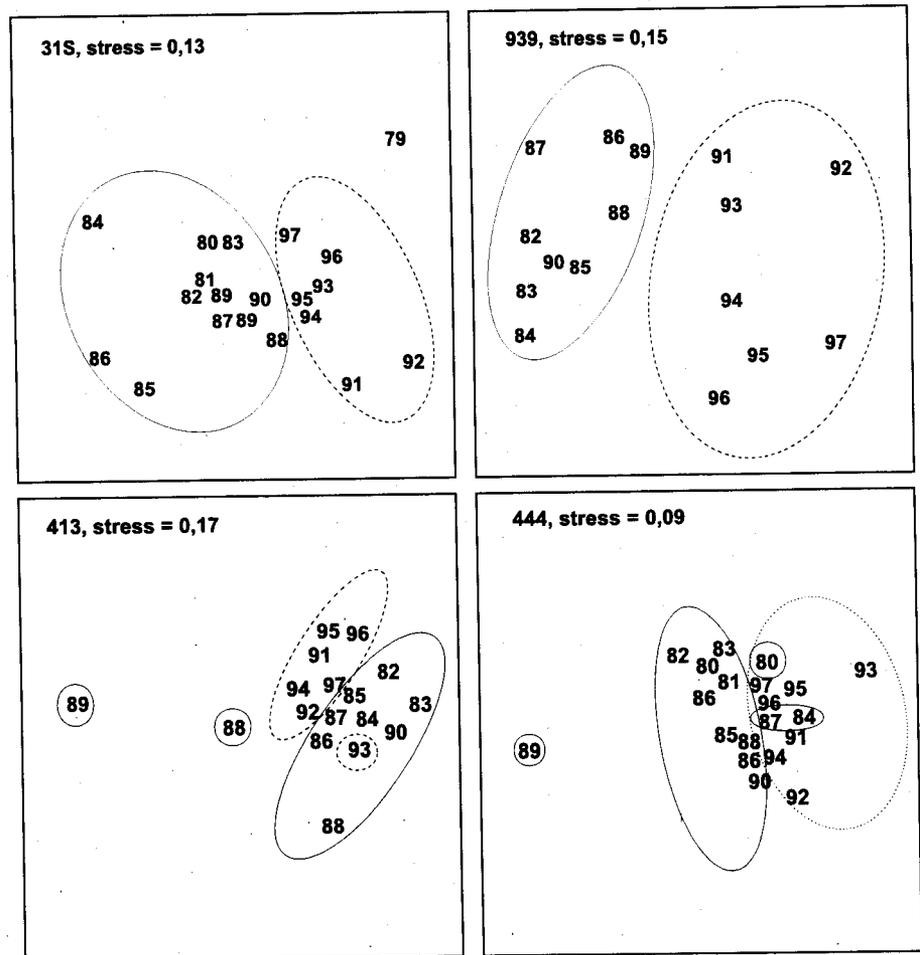
Figur 9.5 MDS-plots af lighed mellem år på de 4 stationer med lange serier baseret på $\sqrt{\cdot}$ -transformerede individtætheder. Ellipser markerer gruppering i de to hovedgrupper 1980 - 1990 (hel linie) og 1991 - 1997 (stiplet linie).

En interessant notering er, at prøven fra 1979 på 31S-stationen afviger markant fra øvrige prøver. Dette er i overensstemmelse med Austen et al. (1991) og Josefson et al (1993), der viste en lignende separation mellem 1970erne og 1980erne i Skagerrak og det nordlige Kattegat. I begge tilfælde, 1970-80 og 1980-90 års anomalierne, er den store forandring sket, når bestanden er i stærk vækst, mens forandringen af sammensætning synes mindre, når tæthederne falder gennem 1980-erne. Dette kan forklares ved, at etablering er forenet med forskellig succes mellem arter, mens mortaliteten rammer alle arter relativt ens, i hvert fald arter med lignende levealder. Det fremgår også tydeligt, at år 1989 på station 413 og årene 1989 og 1993 på station 444 klart skiller sig ud fra de andre år. Resultatet af MDS-analyserne baseret på vådvægt viste den samme gruppering som på individtætheden og var mest tydelig på station 939 og station 31S (Figur 9.6). Separationen mellem grupperne 1980-90 og 1991-97 med hensyn til vådvægt var signifikant på mindst 5% niveauet med ANOSIM-test på alle stationer.

SIMPER programmet i PRIMER blev brugt til at undersøge, hvilke arter der bidrog mest til forandringen af artssammensætning. I Tabel 9.3 er de 10 vigtigste arter vist for hver station og variabel, og deres procentuelle bidrag til den aktuelle gruppering.

Det står klart, at selv om nogle arter er fælles mellem stationer, fx *Prionospio falcata* og *Pholoe*-arterne med hensyn til tæthed, er det i de

fleste tilfælde forskellige arter på stationerne og med hensyn til variable (tæthed eller vådvægt), der betyder meget for separationen mellem årtierne og det fælles bimodale mønster. Af de taksonomiske grupper viste specielt børsteorme (Polychaeta) en fremgang og krebsdyrene (Crustacea) en tilbagegang i 1990erne. Af i alt 15 polychaetarter, der var blandt de 10 vigtigste for grupperingen med hensyn til individtæthed, viste alle en fremgang i 1990erne, og af i alt 18 polychaetarter med tilsvarende betydning for grupperingen baseret på biomasse viste 15 en fremgang i 1990erne. Typiske eksempler er vist på *Figur 9.7* og *Figur 9.8*.



Figur 9.6 MDS-plots af lighed mellem år på de 4 stationer med lange serier baseret på \sqrt{V} -transformerede vådvægt. Se i øvrigt *Figur 9.5*.

9.5 Faktorer som regulerer faunaen

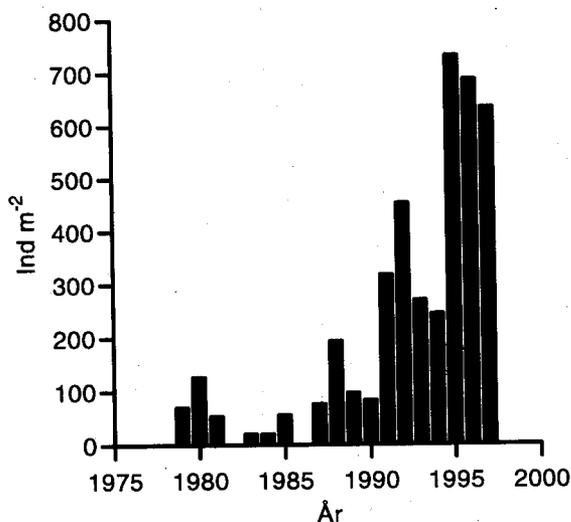
Da tidseriestationerne er placeret på relativt store vanddybder (17 - 55 m), er der kun få faktorer, ud over konkurrence og predation, der kan tænkes at bidrage nævneværdigt til at drive dynamikken i de aktuelle samfund. To åbenbare faktorer er fødeinput/sedimentation fra pelagialet og iltforhold i bundvandet. Den førstnævnte faktor er blevet brugt som forklaring på øgede biomasser i området og den sidstnævnte som forklaring på reduktioner af bundfaunabestanden.

De årlige minimumskoncentrationer af ilt i bundvandet gennem året fra perioden 1975-1997 er vist fra de 4 tidsseriestationer i *Figur 9.3*.

Tabel 9.3 Liste over de 10 arter, der har størst betydning for gruppering af årene i de to grupper 1980-1990 og 1991-1997 bestemt ved SIMPER. % angiver kumulativt procentuelt bidrag til variationen mellem de to tidsintervaller. Tax. angiver taksonomisk gruppe: P = Polychaeta, M = Mollusca, E = Echinodermata og C = Crustacea. +/- angiver henholdsvis fremgang (+) og tilbagegang (-) vurderet fra tidsserieplots af enkelte arter, ? = ingen forandring.

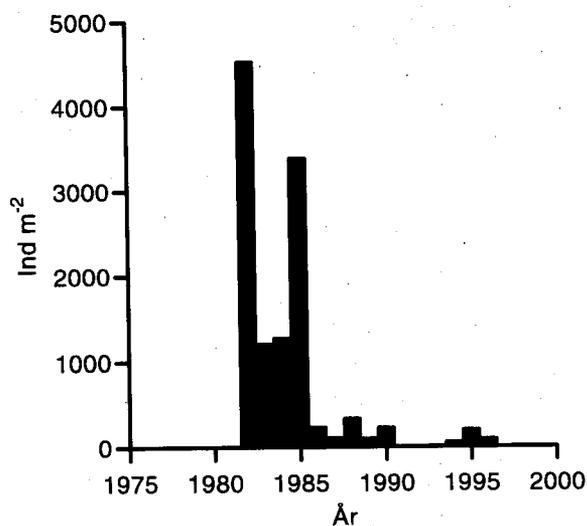
Station	Individtæthed Art	%	+/-	Tax.	Vådvægt Art	%	+/-	Tax.
31S	<i>Prionospio falcata</i>	6.1	+	P	<i>Arctica islandica</i>	8.1	-	M
	<i>Amphiura filiformis</i>	11.3	+	E	<i>Amphiura filiformis</i>	14.3	+	E
	<i>Pholoe</i> spp.	16.1	+	P	<i>Nephtys ciliata</i>	19.9	-	P
	<i>Diastylis rathkei</i>	20.8	-	C	<i>Ophiura albida</i>	24.7	+	E
	<i>Sosane gracilis</i>	25.4	+	P	<i>Trochochaeta multisetosa</i>	29.0	+	P
	<i>Corbula gibba</i>	29.7	-	M	<i>Rhodine gracilior</i>	33.1	+	P
	<i>Ampharete finmarchica</i>	33.8	+	P	<i>Sosane gracilis</i>	37.1	+	P
	<i>Ampharete balthica</i>	37.5	+	P	<i>Corbula gibba</i>	40.9	-	M
	<i>Ophiura albida</i>	41.2	+	E	<i>Glycera alba</i>	44.5	+	P
	<i>Heteromastus filiformis</i>	44.9	+	P	<i>Thyasira flexuosa</i>	48.0	+	M
413	<i>Brada villosa</i>	6.7	+	P	<i>Brissopsis lyrifera</i>	11.2	-	E
	<i>Heteromastus filiformis</i>	12.7	?	P	<i>Nuculana pernula</i>	19.9	+	M
	<i>Prionospio falcata</i>	18.0	+	P	<i>Polyphysia crassa</i>	26.3	+	P
	<i>Nuculoma tenuis</i>	23.1	+	M	<i>Brada villosa</i>	32.6	+	P
	<i>Leucon nasica</i>	27.8	+	C	<i>Glycera rouxii</i>	38.0	+	P
	<i>Mysella bidentata</i>	32.3	+	M	<i>Ophiura albida</i>	43.2	?	E
	<i>Diplocirrus glaucus</i>	36.8	+	P	<i>Glycera alba</i>	48.2	+	P
	<i>Eudorella emarginata</i>	41.3	-	C	<i>Echinocardium cordatum</i>	53.1	+	E
	<i>Labidoplax buskii</i>	45.6	+	E	<i>Trochochaeta multisetosa</i>	57.8	+	P
	<i>Nemertini</i>	50.0	+		<i>Maldane sarsi</i>	62.4	+	P
939	<i>Haploops tubicola</i>	8.1	-	C	<i>Astarte</i> spp.	11.0	+	M
	<i>Prionospio falcata</i>	13.3	+	P	<i>Ophiura albida</i>	20.4	+	E
	<i>Ophiura robusta</i>	17.6	-	E	<i>Terebellides stroemi</i>	27.3	+	P
	<i>Rhodine gracilior</i>	21.9	+	P	<i>Nephtys ciliata</i>	33.9	+	P
	<i>Leucon nasica</i>	25.9	?	C	<i>Haploops tubicola</i>	40.3	-	C
	<i>Photis reinhardi</i>	29.9	+	C	<i>Astarte montagui</i>	46.5	-	M
	<i>Abra alba</i>	33.3	+	M	<i>Psolus phantapus</i>	51.7	-	E
	<i>Astarte montagui</i>	36.6	-	M	<i>Ophiura robusta</i>	56.6	-	E
	<i>Philomedes globosus</i>	39.8	+	C	<i>Pherusa plumosa</i>	61.5	-	P
	<i>Dulichia porrecta</i>	42.9	-	C	<i>Artacama proboscidea</i>	65.0	+	P
444	<i>Macoma balthica</i>	9.0	+	M	<i>Arctica islandica</i>	18.9	-	M
	<i>Scoloplos armiger</i>	17.6	+	P	<i>Macoma balthica</i>	37.1	+	M
	<i>Diastylis rathkei</i>	23.0	-	C	<i>Scoloplos armiger</i>	48.6	+	P
	<i>Halicryptus spinosus</i>	28.3	+		<i>Halicryptus spinosus</i>	56.6	+	
	<i>Capitella capitata</i>	33.3	+	P	<i>Harmothoe sarsi</i>	61.9	?	P
	<i>Hydrobia</i> spp.	37.9	-	M	<i>Macoma calcarea</i>	66.6	+	M
	<i>Harmothoe sarsi</i>	42.2	?	P	<i>Priapulus caudatus</i>	71.0	-	
	<i>Pontoporeia femorata</i>	46.4	-	C	<i>Capitella capitata</i>	75.0	?	P
	<i>Hydrobia ulvae</i>	50.4	+	M	<i>Astarte</i> spp.	78.6	-	M
	<i>Priapulus caudatus</i>	54.2	-		<i>Hydrobia ulvae</i>	81.9	+	M

Pholoe spp., Station 31S



Figur 9.7 Udvikling af individtætheden af børsteormene *Pholoe* spp. på station 31S i Øresund i perioden 1979 - 1997.

Haploops tubicola, station 939



Figur 9.8 Udvikling af individtætheden af krebsdyret *Haploops tubicola* på station 939 i Storebælt i perioden 1982 - 1997.

Iltforhold

Iltforholdene er klart ringere på station 444 i Østersøen end på de øvrige stationer, og her faldt koncentrationerne til under 1 mg l^{-1} i 1988, 1992 og 1994, hvilket burde have forårsaget mortalitet blandt bunddyrene (Diaz & Rosenberg 1995). I to af disse tilfælde sker der også et markant fald i biomassen og en markant ændring i artssammensætningen i de to efterfølgende år (1989 og 1993, Figur 9.5 og Figur 9.6). Iltkoncentrationen faldt til under 1 mg l^{-1} på station 413 i det sydlige Kattegat i 1988, og også på denne station var biomassen noget lavere og artssammensætningen klart forandret i det efterfølgende år 1989 (Figur 9.5 og Figur 9.6). Forholdene var bedst på station 939 i Storebælt og 31S i Øresund, hvor iltkoncentrationen kun blev målt under 2 mg l^{-1} hhv. i 1987 og i 1989 og 1992. Der var dog ingen tendens hverken til lavere biomasse eller til markant forandret artssammensætning i de efterfølgende år på disse to stationer. I alle øvrige tilfælde er de målte iltkoncentrationer langt over grænsen for

mortalitets-effekter på makrobundfauna (Diaz & Rosenberg 1995). Dette og observationen af et i store træk fælles variationsmønster af faunavariabel på alle stationer uanset iltforhold tyder på, at iltmangel kan forklare en del af variationen af bestanden på Østersø-stationen og muligvis på station 413, men ikke på de øvrige stationer. Effekterne af varierende iltkoncentrationer på stationerne er således forskellig fra andre områder med ringere iltforhold, fx det sydlige Lillebælt, hvor iltforholdene kan have afgørende betydning for udviklingen af bundfaunaen (Fyns Amt 1998).

Fødeinput

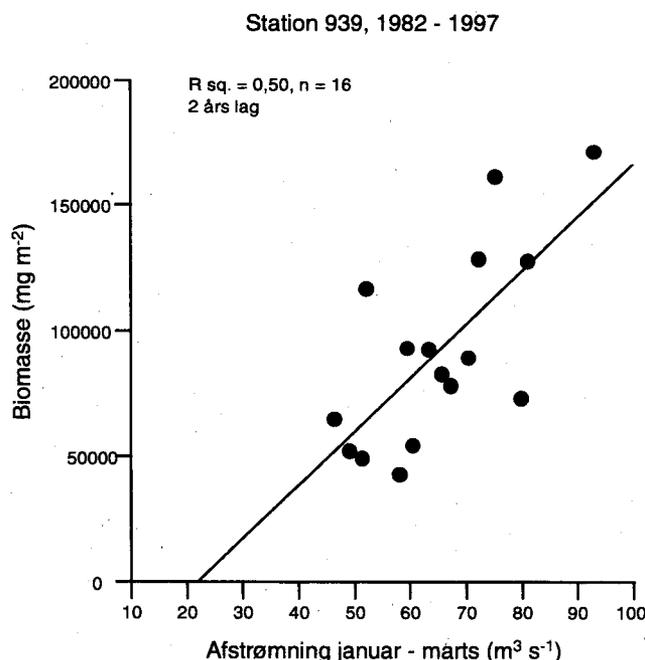
Den anden faktor, fødeinput, kan kun estimeres indirekte og kun for områder. Det er en generel opfattelse, at blødbundfaunaens bestand og vækst ofte begrænses af tilgangen af føde. Den vigtigste fødekilde for bundfaunaen er sandsynligvis fytoplankton, der sedimenterer ned til bunden. Fytoplankton behøver næringssalte for at kunne vokse (primærproduktion), og i kystnære områder tilføres de største mængder næringssalte med ferskvandsafstrømningen fra land. Da der er god korrelation mellem denne afstrømning og næringssalttilførslen (denne rapport Kapitel 3), og der ikke findes sikre opgørelser over næringssalttilførslerne fra før 1989, er ferskvandsafstrømningen brugt som relativt mål for fødetilgangen til bunddyrene. Da der endvidere er meget, der tyder på, at forårsopblomstringen er en meget vigtig fødekilde for bunddyrene (Graf et al. 1982). Forårsopblomstringen består oftest af hurtigt synkende diatomeer, der kun i begrænset omfang bliver græsset i pelagialet. Derfor bruges afstrømningen i månederne januar-marts, hvor næringssaltpuljen for forårsopblomstringen bliver opbygget.

Tabel 9.4 Spearman's rank korrelationer mellem årlig total individtæthed på de 4 stationer med lange tiddsserier og månedlig middelfafstrømning i perioden januar - marts til Øresund 2 år før faunadata. Korrelationerne er foretaget på glidende middelværdier (se tekst). * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$. $n = 16$.

Station/ var	31S	413	939	444
31S				
413	0,57 *			
939	0,12	0,59 *		
444	0,00	0,52 *	0,47 *	
Afstrømning	-0,12	0,59 *	0,67 **	0,62 **

Årsmidler af månedlig afstrømning til Øresund i perioden januar-marts er plottet sammen med faunavariabel og ilt i Figur 9.3 og Figur 9.4. Afstrømningen til Øresund og ikke til Kattegat blev valgt i dette tilfælde da stationerne i vidt omfang er placerede i området omkring Sjælland og Fyn. Afstrømningen fra Fyn viser også næsten identisk mønster med afstrømningen til Øresund (Rask et al. 1998). Afstrømningen, ligesom bundfaunaens tæthed og til dels biomasse, viser en tendens til bimodalt mønster med høj afstrømning først i 1980'erne fulgt af et fald og derefter atter høje værdier i halvfemserne. Der er endvidere en tendens til faseforskydning mellem afstrømning og faunavariabel på stationerne 413 og 939. De høje niveauer af bundfaunavariabel følger efter, eller indtræffer samtidig med, en periode med mere end 1 år med høj vinterafstrømning. Den totale individtæthed på de 3 stationer uden for Øresund korrelerede signifikant

positivt med vinterafstrømningen 2 år før (Tabel 9.4), og stort set samme forhold gjorde sig gældende for biomassen (fx. Figur 9.9) Dette giver mening, da tidsforskydningen mellem højt næringssalt-input og høje tætheder/biomasser burde være mindst 2 år ved prøvetagning om foråret. Opbygning af gonader tager for mange arter en stor del af året, larvefasen kan vare op til en måned, og efter settling kan der for nogle arter gå et år, før individet tilbageholdes i en 1 mm sigte. Dette forudsætter, at der er en relation mellem bundfauna-bestandens reproduktion og rekruttering i området ("stock-recruit relationship"), hvilket ikke er usandsynligt, hvis fødetilgangen er forøget over et større geografisk område.



Figur 9.9 Relation mellem bundfaunaens totale biomasse (vådvægt) på stationen i Storbælt og den månedlige middelfaststrømning af ferskvand under januar til marts med 2 års tidsforskydning. Relationen er baseret på glidende årsmidler.

9.6 Sammenfatning

Udvikling af bundfaunaens individtæthed og biomasse i perioden 1979-1997 viste en høj grad af samvariation mellem 4 stationer med forskellige iltforhold ved bunden.

Artssammensætning målt ved Bray-Curtis indeks viste specielt stor forandring mellem 1980erne og 1990erne på 3 af stationerne, og forandringen skete samtidig med en markant forøgelse af den totale individtæthed og af den totale biomasse.

Til forandringerne af artssammensætning mellem 1980erne og 1990erne bidrog i vidt omfang forskellige arter på forskellige stationer, hvilket indikerer stor betydning af en ydre faktor. På gruppeniveau viste specielt børsteorme (Polychaeta) en fremgang i 1990erne.

Det generelle mønster for individtætheden, og i vidt omfang også for biomassen, var bimodalt med de højeste værdier først i 1980erne og først i 1990erne. For individtæthed og biomasse var faldet over en 5-10 års periode >60%, og stigning over en periode med samme længde en faktor 3-5 eller mere. Dette mønster er også til stede på flere af amternes overvågningsstationer ligesom på svenske stationer i det nordlige Kattegat.

Iltmangel er ikke den væsentligste regulerende faktor for det observerede bimodale mønster på de 4 analyserede bundfaunastationer. Iltmangel kunne forklare reduktioner af bestanden og forandringer af artssammensætning efter 1988 og 1992 på Arkona-stationen, og efter 1988 på stationen ved Anholt. I andre områder, fx det sydlige Lillebælt, kan iltforholdene have afgørende betydning for udviklingen i bundfaunaen.

Den mest sandsynlige forklaring på det observerede mønster er en kombination af afstrømningsinduceret variation af primærproduktionen (og dermed efterfølgende sedimentation af organisk fødemateriale til bunden) og begrænsninger som følge af de indgående arters livshistorier (fx levealder). De tilgængelige data for afstrømning til de danske farvande, og dermed næringsstofflørsler, giver støtte til en sådan hypotese.

10 Amternes case stories

Indledning

Amterne har i forbindelse med temarapporteringen om åbne farvande udformet case stories til belysning af udviklingstendenser og/eller reguleringsmekanismer i miljøtilstanden i åbne kystområder. Case stories skulle først og fremmest fokusere på årsager til lave iltkoncentrationer. Hvor temarapporteringen dækkede kystområder uden iltproblemer, eller hvor data muliggjorde belysning af andre årsags-sammenhænge, er andre sammenhænge mellem påvirkning og miljøtilstand taget op. I det følgende gengives amternes abstracts fra de enkelte case stories. Vil man læse hele case story, henvises til amternes rapporter. Referencen gengives under overskriften i hver case story og kan også findes i *bilag 1*.

10.1 Iltsvindshændelser ved Vestkysten i 1994 og 1995

Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Ringkøbing Amt og Ribe Amt 1998: Vandmiljøovervågning. Åbne farvande langs Vestkysten.

Der er generelt fundet gode iltforhold i hele vandsøjlen på alle stationer langs Vestkysten i undersøgelsesperioden (1983/1989-1997). Undtagelser herfra forekommer imidlertid, idet der blev registreret iltsvind i et område ud for Årgab og Hovvig i sensommeren 1994 og i et område ud for Årgab og Hanstholm i sensommeren 1995. Udbredelsen af iltsvindet strækker sig i begge år ud over et større område langs kysten, da der på flere stationer blev målt reducerede iltkoncentrationer.

I forbindelse med iltsvindene blev der i både 1994 og 1995 rapporteret om omfattende fiskedød langs Vestkysten. Desuden blev der i 1995 konstateret øget aktivitet af fisketrawlere tæt på kysten nær ved Hanstholm, angiveligt på fiskeri efter rødspætter, som var søgt ind på lavere vand på grund af iltmangel længere ude.

Det vurderes, at udviklingen af iltsvindet i den kystnære del af Vesterhavet i høj grad var påvirket af de meteorologiske forhold i sommeren 1994 og 1995. I begge år var juli usædvanlig varm, solrig og regnfattig og blev fulgt af en nedbørsrig periode indenfor august-september. Sommerperioderne (juli, august og september) var desuden karakteriseret ved generelt svage vinde, og hyppigheden af østlige vinde var høj, specielt i 1994. Disse vindforhold har fremmet den lagdeling, der begge år blev registreret i de iltsvindsramte områder.

En forudsætning for udviklingen af iltsvindet er tilførsler af organisk stof til bundvand og sediment, og der blev både i 1994 og 1995 registreret kraftige masseforekomster af alger i perioden inden iltsvindet.

Masseforekomster af planktonalger har været årligt tilbagevendende fænomener i den kystnære del af Vesterhavet i hele undersøgelsesperioden som følge af de store næringssalttilførsler til Nordsøen. De registrerede kulstofbiomasser under masseforekomsterne af *Ceratau-*

lina pelagica i 1994 og 1995 hører til blandt de absolut kraftigste i undersøgelsesperioden.

Iltvindshændelserne i sommeren 1994 og 1995 må derfor ses som en følge af et stort iltforbrug i bundvand og sediment i forbindelse med nedbrydningen af de bundfældede masseforekomster. De høje temperaturer i sommeren 1994 og 1995 har fremmet nedbrydningen og dermed iltforbruget.

At de kraftige opblomstringer af *Cerataulina pelagica* forekommer i sommeren 1994 og 1995 kan forklares ud fra opgørelser af næringsstofudledninger, der viser, at tilførslerne i 1994 og 1995 var periodens højeste, og ud fra undersøgelserne af næringssalte, der viser, at perioderne med potentiel næringssaltbegrænsning i 1994 og 1995 var markant kortere end i de øvrige år i undersøgelsesperioden.

10.2 Iltforhold i de fynske kystvande og Lillebælt 1976-97

Fyns Amt 1998: Kystvande 1997. Vandmiljøovervågning. Tema: Åbne kyst- og havområder.

Iltforholdene i de danske havområder kan i vid udstrækning tages som udtryk for den samlede effekt af eutrofieringen af de kystnære områder, og har derfor været en nøgleparameter for overvågningen af kystvandene. Udviklingen i iltforholdene i de åbne kystvande og mulige årsager hertil er tema i rapporteringen af Vandmiljøplanens overvågnings-program 1997. Derfor har Fyns Amt og Lillebæltsamarbejdet foretaget en *case study* analyse af forholdene i Lillebælts og de åbne fynske kystvandes dybere områder. Udviklingen i iltforholdene er analyseret og sat i relation til den tilsvarende udvikling i de hydrografiske, vandkemiske og biologiske parametre som har betydning for iltsvind.

Der ligger i en sådan analyse indbygget et lavt 'signal-støj forhold', dvs. *ændringer* er vanskelige at adskille fra *variationer*, som af meteorologiske/hydrografiske årsager kan være betydelige fra år til år. En sådan analyse bør om muligt også sættes i relation til en historisk udvikling for yderligere at udbygge grundlaget, der kan besluttes og handles ud fra. Derfor er også udviklingen i bl.a. iltforholdene tilbage fra begyndelsen af århundredet i Lillebælt belyst ud fra historiske undersøgelser, foretaget af Den Danske Biologiske Station.

Udvikling i iltforhold

I de fynske kystvande og Lillebælt strækker iltovervågningen sig for mange stationers vedkommende tilbage til 1976. Analysen er gennemført på 10 udvalgte stationer, på 12-40 meters dybde, repræsenterende de dybere områder i de fire større farvandsafsnit Storebælt, farvandet nord for Fyn, Mellemste og Sydlige Lillebælt samt det Sydfynske Øhav (Ringsgårdbassinet og Langelandssund). Iltudviklingen i foråret (april-juni) og efteråret (juli-oktober) er analyseret ved Kendall's- τ test ($P < 0.05$) for perioden 1989-97 og for hele måleperioden for den pågældende station; med kun 0-2 målinger per sæsonperiode i 1970'erne svækkes udsagnene af de statistiske tests dog, når hele måleperioden inddrages. Udviklingen i iltforholdene er belyst både for

alle målte og minimum iltkoncentrationer i sæsonperioderne. Da 1996 og 1997 af meteorologiske årsager var helt atypiske, bl.a. ved at (stof)afstrømningen var meget lav, er effekten af disse også evalueret ved at inkludere perioden 1989-95 i analysen.

Tabel 10.1 Udvikling i iltindhold i bundvandet i de fynske kystvande og Lillebælt vurderet ud fra statistiske analyser af 10 stationers målinger i perioden 1976-97 omfattende 1-3 stationer per farvandsområde og laveste samt alle målte iltkoncentrationer. ↑: Øget iltindhold i bundvandet; ↓: Lavere iltindhold i bundvandet; -: Ingen udvikling i bundvandets iltindhold; (↑): Delvis, og ikke samstemmende, tendens til øget iltindhold i bundvandet.

Område	Forår (april-juni)			Efterår (juli-oktober)		
	1976-97	1989-97	1989-95	1976-97	1989-97	1989-95
Storebælt	↑	↑	(↑)	-	↑	-
Farvandet nord for Fyn	↑	↑	↑	-	-	-
Lillebælt	-	↑	↑	-	↑	-
Det Sydfynske Øhav Ringsgårdbassinet Langelandssund	- -	↑ ↑	↑ -	↓ ↓	- -	- -

Vurderingen af de statistiske analyser er sammenfattet i Tabel 10.1. I perioden 1989-97 er iltforholdene i foråret forbedrede i alle farvandsafsnit, men kun Storebælt og Lillebælt udviste forbedringer i efteråret, sidstnævnte dog ikke for minimum iltindhold. Ved analyse af hele tidsserien siden 70erne sås kun i Storebælt og farvandet nord for Fyn forbedrede iltforhold i forårsperioden, mens der om efteråret konstateredes faldende iltindhold i Det Sydfynske Øhav og ingen udvikling i de øvrige farvandsområder. Der er således primært tale om at iltforholdene siden 1989 igen har nærmet sig et niveau som midt i 1970erne, hvor der også forekom en lav meteorologisk betinget afstrømning. Udelades resultaterne fra 1996-97, hvor næringsstofftilførslen af meteorologiske årsager var meget lav, ses der i 1989-95 ingen udvikling i iltindholdet om efteråret, mens der på et lavere signifikansniveau fortsat ses stigende iltindhold i foråret i farvandet nord for Fyn, i Lillebælt og til en vis grad i Storebælt. Den gunstige udvikling i iltforholdene i perioden 1989-97 må derfor hovedsagelig tilskrives de særlige forhold i 1996 og 1997.

Hydrografi og iltforhold

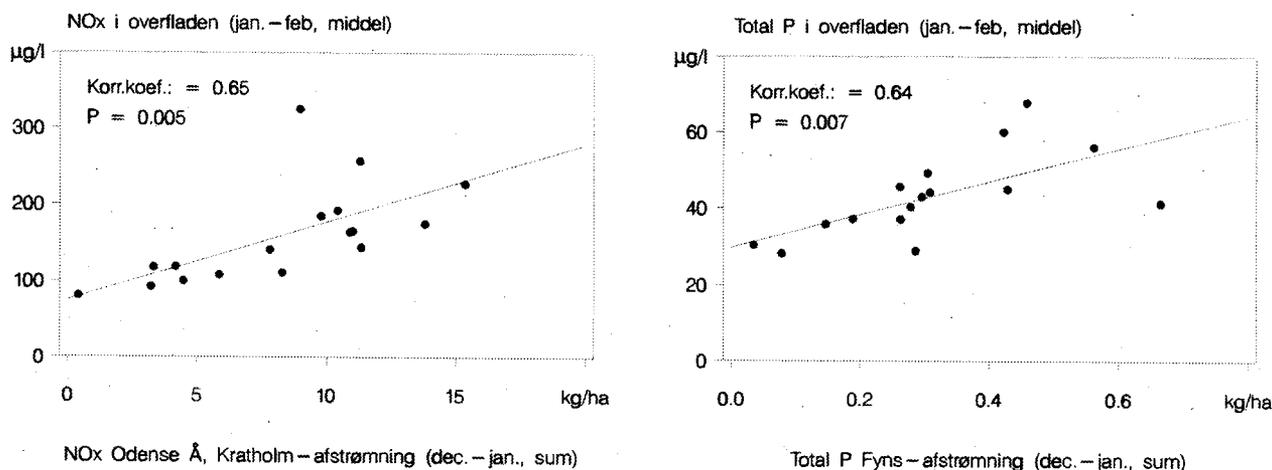
Den tidlige udvikling i bundsaliniteten samt forskellen mellem bund- og overfladesalinitet (ΔS) er analyseret og sat i relation til udviklingen i iltforholdene. Der kunne ikke påvises en overordnet sammenhæng mellem udvikling i bundsaliniteten og iltforholdene; således er der i Storebælt, farvandet nord for Fyn og i Ringsgaardsbassinet i Det Sydfynske Øhav fundet signifikant stigende bundsalinitet samtidig med både stigende, stagnerende og faldende iltindhold. Heller ikke mellem ΔS , der afspejler lagdelingens stabilitet og dermed indirekte dens varighed, og bundvandets iltindhold kunne der konstateres simple sammenhænge. Analysen viste sammenfattende, at ilt-sænkning og iltsvind i komplicerede gennemstrømningsfarvande som de åbne fynske kystvande og Lillebælt kan fremkomme både ved stigning og fald i bundvandets salinitet, og faldende bundsalinitet kan ledsages af dannelse af både høj ΔS og lav ΔS . Der kunne således overordnet ikke peges på hydrografiske forhold der kunne forklare

udviklingen i iltforholdene, mens det på den anden side heller ikke er muligt på det anvendte grundlag at "normalisere" hydrografien med henblik på isoleret at analysere indflydelsen af andre, mere eller mindre antropogent-betingede, kemiske og biologiske variable.

Tilførsel og koncentration af næringsalte, fytoplankton og iltforhold

Udviklingen i kystvandenes iltforhold er sat i relation til udviklingen i tilførslen af næringsalte fra land samt til udviklingen i kystvandenes næringsaltkoncentrationer og fytoplanktonforhold.

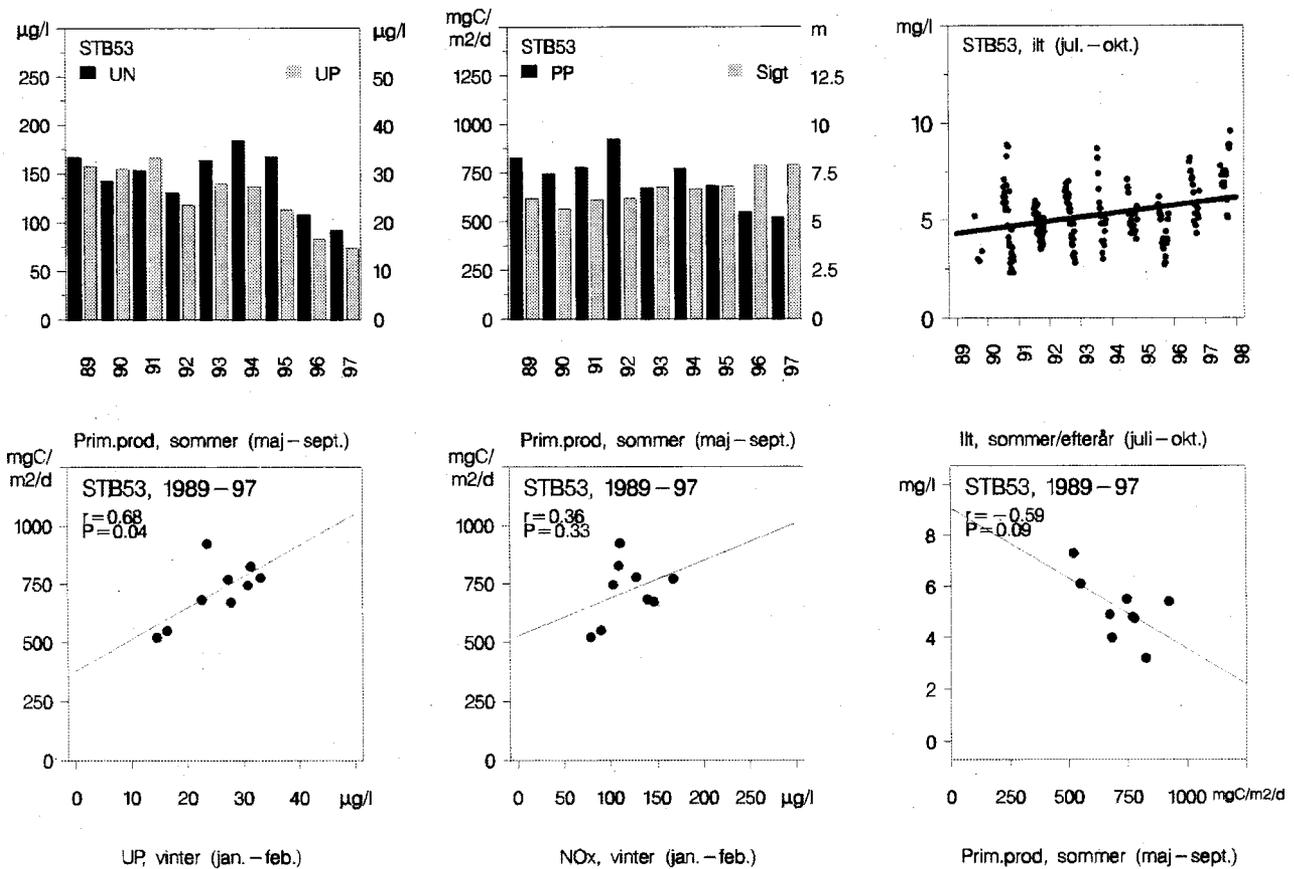
I perioden 1976-97 er der et signifikant fald i fosforudledningen (Kendalls- τ test, $P < 0,05$), mens udledningen af kvælstof udviser store år-til-år variationer, men ingen udvikling. Begge næringsstoffer udviser en god lineær sammenhæng ($r^2 = 0.40-0.42$; $P < 0.05$) mellem vintrens stofafstrømning og -koncentration i kystvandene (Figur 10.1).



Figur 10.1 NO_x (nitrat+nitrit-N) koncentrationer (venstre) og total fosfor koncentrationer (højre) i de fynske kystvande (1 meters dybde) i januar-februar som funktion af hhv. den summerede NO_x afstrømning fra Odense Å, Kratholm, 1979/80-1997/98, og den summerede total fosfor afstrømning fra Fyn og øer, 1979/80-1996/97, i december-januar (kg/ha/2mdr). Hver kystvands-koncentration er et gennemsnit af 10-110 målinger på op til 14 stationer repræsenterende samtlige åbne fynske farvandsafsnit.

Når der fokuseres på perioden 1989-97, hvor de mest markante forbedringer af iltforholdene konstateredes, kunne der baseret på de statistiske tests generelt ses følgende tendenser, når de undersøgte kystvande ses under ét (eksemplificeret ved STB53 i Storebælt - Figur 10.2, øverste række):

- ingen ændringer i kvælstofkoncentrationen (total og uorganisk), men store variationer fra år til år
- markant faldende fosforkoncentrationer (både total og uorganisk)
- faldende primærproduktion (og svagere tendens til faldende klorofyl-*a*) samt stigende sigtddybde
- markante forbedringer af iltforholdene i forårsperioden, og fra stabiliserede til markant forbedrede iltforhold i efterårsperioden (Tabel 10.1)



Figur 10.2 STB53 i Storebælt, 1989-87. Øverste række: Tidsvægtede vinter- og sommermidler af hhv. uorganisk kvælstof (UN) og fosfor (UP) og af primærproduktion (PP) og sigtddybe samt alle målte iltkoncentrationer i bundvandet i sommer/efteråret. Nederste række: Sommer-primærproduktionen som funktion af uorganisk kvælstof og fosfor om vinteren samt iltkoncentrationen i bundvandet i sommer/efteråret som funktion af sommer-primærproduktionen. Linier repræsenterer lineære regressioner.

Den gunstige udvikling i primærproduktion og sigtddybe, samt de signifikante forbedringer i iltforholdene i efterårsperioden i flere farvandsafsnit, er dog i høj grad knyttet til de seneste to års resultater, hvor både kvælstof- og fosfortilførslen var meget lav. Iltudviklingen i foråret var ligesom udviklingen i vinterens fosforkoncentrationer ikke i nær samme grad knyttet til disse to år. En markant reduktion af algeproduktionen synes således først at finde sted, når den lave fosforudledning følges op af en væsentligt reduceret kvælstofudledning, som i 1996-97, mens det faldende fosforniveau i kystvandene dog også synes at have spillet en kvantitativ rolle for den gunstige udvikling i fytoplanktonforholdene, via fx længere perioder med fosforbe- grænsning.

Fosforens rolle blev bekræftet af direkte kvantitative (lineære) relationer, hvor den tidslige dimension således er udeladt, mellem vinterens fosforpulje og sommerens algeproduktion og -biomasse (klorofyl-*a*) samt sigtddybe i perioden 1989-97 på station STB53 i Storebælt ($r^2=0.46-0.79$; $P<0.05$ - eks. vist i Figur 10.2, nederste række); korrelationen blev dog i høj grad skabt af de særlige forhold i 1996 og 97. Den tilsvarende korrelation til vinterens kvælstofpulje viste samme overordnede tendens, dog ikke med nær samme signifikans (eksempel vist i Figur 10.2, nederste række). Disse relationer antyder en fundamental kvantitativ sammenhæng mellem næringsstagniveauer og alge-

produktion, som synes at gælde både kvælstof og fosfor, hvilket specielt kom til udtryk i de to tørre år 1996 og 97. Direkte lineære relationer mellem de tre nævnte algevariable og iltforholdene i sommer/efteråret på Storebælt-stationen gav også en relativ god sammenhæng, om end af varierende signifikans ($r^2=0.21-0.48$; $P=0.04-0.17$) i perioden 1989-97 (eks. vist i *Figur 10.2, nederste række*); sedimentationen af organisk stof om sommeren synes således at have en væsentlig og umiddelbar effekt på bundvandmassernes iltindhold.

I eksemplet fra STB53 i Storebælt kan der således, trods årenes højest variable meteorologiske og hydrografiske forhold, overordnet konstateres en kvantitativ sammenhæng der strækker sig fra næringssalttilførslen fra land, over næringssaltkoncentrationerne og algeproduktionen i havet, til iltforholdene i bundvandet. Selv om der ikke nødvendigvis kan generaliseres til andre farvandstyper, peger eksemplet samt analysen af de tidslige udviklinger i de øvrige farvandsafsnit på, at når det markant lavere fosforniveau følges op af et markant lavere kvælstofniveau, er der skabt grundlag for en lavere algeproduktion og en vedvarende positiv udvikling i kystvandenes iltforhold.

Sammenholdes datamaterialet fra Dansk Biologisk Station i Lillebælt fra århundredskiftet med nutidige undersøgelser viser det, at udbredelsen af iltsvind er tiltaget i væsentlig grad, hvilket vurderes at skyldes stigninger i kvælstof- og fosfortilførslen i pågældende periode. De fundne sammenhænge mellem næringssalttilførsel, algeproduktion og iltforhold i dette *case study* bekræfter denne vurdering.

10.3 Effekter af lav næringsstofftilførsel

Fyns Amt 1998: Kystvande 1997. Vandmiljøovervågning. Tema: Åbne kyst- og havområder.

Sammenhængen mellem næringsstofftilførsel og eutrofieringen af de åbne kystvande er et hovedemne for Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Udviklingen i iltforholdene i de åbne kystvande og mulige årsager hertil er tema i rapporteringen af Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1997. Derfor har Fyns Amt foretaget en *case study* analyse af effekterne i de fynske kystvande af den meteorologisk forårsagede lave næringsstofftilførsel i perioden 1995/96 - 97/98. Fokuseringen på sammenhænge over en kort tidshorizont mellem markant ændret næringsstofftilførsel og de umiddelbare effekter i kystvandene er valgt, fordi analyse af den tidslige udvikling over hele overvågningsperioden 1976-97 foretaget i *case study* "Iltforhold" peger på at de påviste udviklingstendenser for de fleste parametre i betydelig grad afhænger af de seneste to års resultater.

Næringsstofftilførsel

Ved indsats overfor punktkilderne i medfør dels af den amtslige regionplanlægning og kommunale spildevandsplanlægning, dels af Vandmiljøplanen, er der på Fyn opnået en reduktion på ca. 65% af den samlede fosfortilførsel til de fynske kystvande sammenlignet med perioden 1976-87 før Vandmiljøplanen, mens der ikke har kunnet påvises en signifikant reduktion i den ukorrigerede kvælstofftilførsel til kystvandene (Fyns Amt 1998). Den langvarige tørke, der siden efteråret 1995 og frem til januar 1998 har præget syd- og Mellemskan-

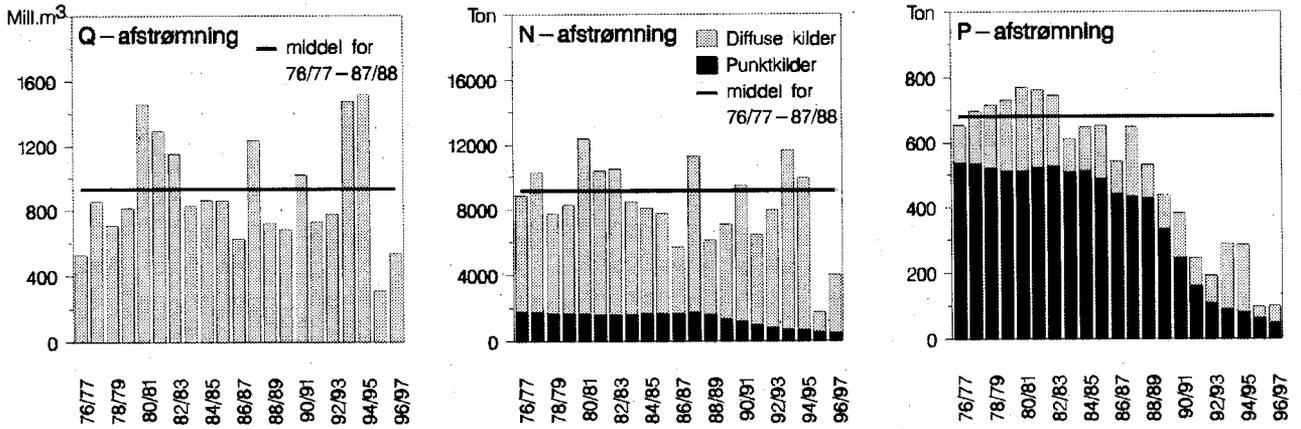
dinavien, har imidlertid medført et markant fald i den landbaserede afstrømning af vand og næringsstoffer. På hydrologisk årsbasis (1. juni-31. maj) udgjorde tilførslen fra det fynske afstrømningsopland således 1.736 tons kvælstof og 99 tons fosfor i 1995/96, og 4.007 tons kvælstof og 121 tons fosfor i 1996/97, og var dermed henholdsvis 81% og 55% lavere for kvælstof, og 86% og 82% lavere for fosfor sammenlignet med gennemsnittet for 1976/77-1987/88, figur 10.3. Herved har Vandmiljøplanens reduktionskrav til den landbaserede næringsstofudledning på hhv. 50% for kvælstof og 80% for fosfor været opfyldt to år i træk, for første gang siden planens vedtagelse i 1987. I januar og igen i marts, april og maj 1998 steg nedbøren og dermed vand- og kvælstofafstrømningen imidlertid til et niveau højere end medianen 1979/80-87/88, mens fosforafstrømningen kun i april var højere end medianen.

Næringsalte og fytoplankton

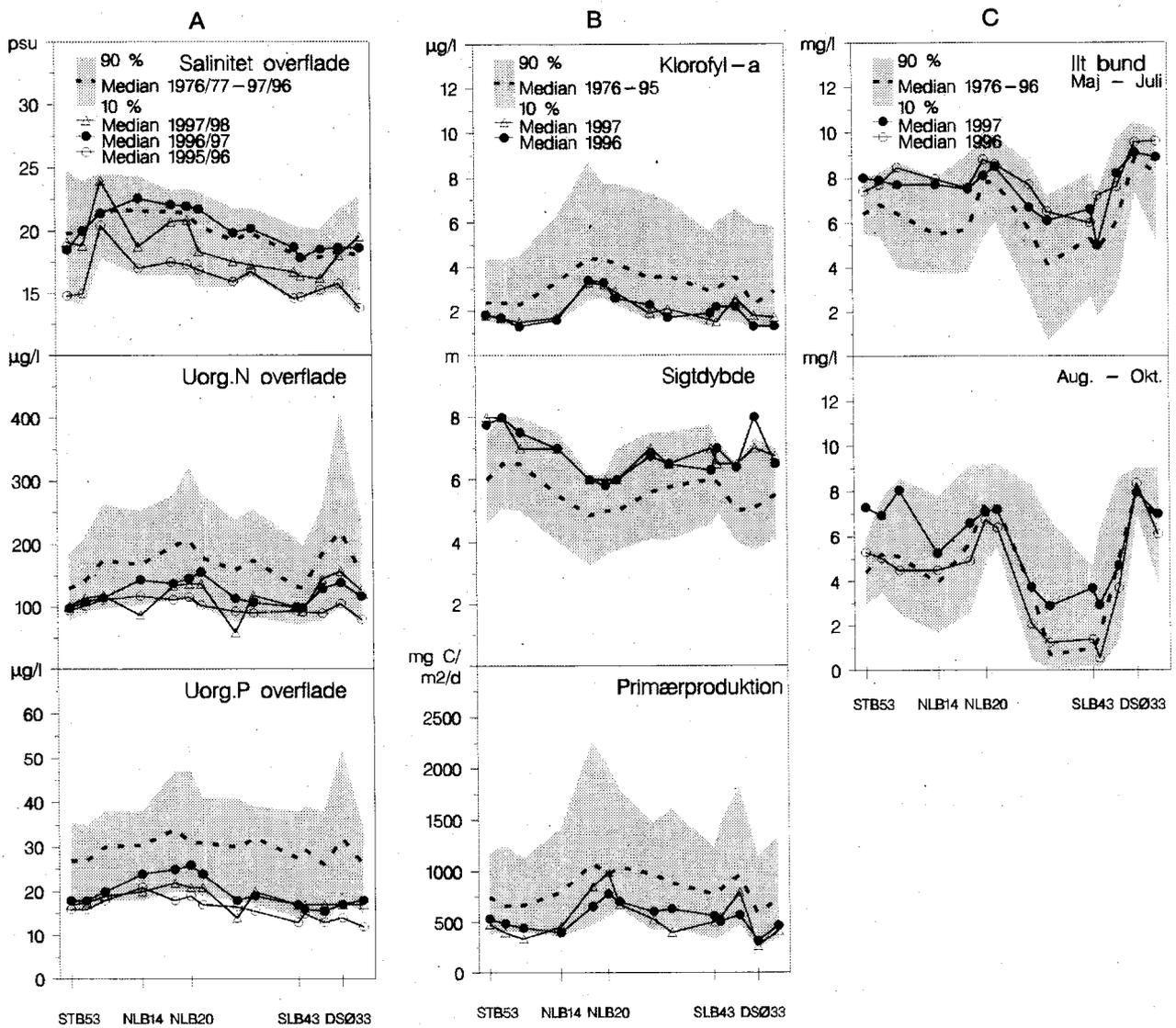
For at sammenfatte det store datamateriale er overvågningsdata fra 14 stationer i de åbne fynske kystvande, afbildet som medianværdier ($n > 5$) for vinterperioderne 1995/96, 96/97 og 97/98, samt sommerperioderne 1996 og 97, Figur 10.4A, B og C. Næringsstofkoncentrationerne var i alle 3 vinterperioder meget lave, betydeligt under medianen. For kvælstof er dog konstateret niveauer nær medianen i februar-marts 1998 på den intensive station STB53, i overensstemmelse med den nedbørsbetingede stigning i kvælstofafstrømningen siden januar 1998. De specielt lave næringsaltniveauer i 1995/96 må ud over den meget lave næringsstofudledning også tilskrives en stor indstrømning af næringsfattigt vand fra Østersøen, jf. den lave salinitet i denne vinter. Fytoplanktonet udviste i begge somre 1996 og 1997 lav primærproduktion og lav biomasse målt ved klorofyl-*a*, og sigtdybden var væsentlig større end normalt, Figur 10.4B. De samme tendenser til lave næringsalt- og fytoplankton-niveauer er fundet generelt i de indre danske farvande de seneste 2 år (Ærtebjerg 1996, 1997, Danmarks Statistik 1998). Vinteren 1996/97 udviste samme eller lavere niveau af uorganisk kvælstof, total- og orthofosfat i de indre danske farvande som i 1975, hvor måleserien blev påbegyndt (Danmarks Statistik 1998), og hvor næringsstofftilførslen af meteorologiske årsager ligeledes var lav.

Iltforhold

Iltkoncentrationen i bundvandet er afbildet som medianværdier for forårsperioden (maj-juli) og efterårsperioden (august-oktober), Figur 10.4C. I 1996 var iltkoncentrationen højere end normalt i forårsperioden, mens der i efteråret sås værdier nær medianen. Iltsvindet varede altså i kortere tid, men i den varme og stille sensommerperiode forekom lige så kritisk lave værdier som tidligere i mange områder. I 1997 var iltindholdet højere end normalt både i forårs- og efterårsperioden, på trods af den varme og stille sensommer, der medførte rekordhøje vandtemperaturer. Iltsvindets geografiske og tidslige udstrækning var således betydeligt mindre end normalt, og var hovedsagelig begrænset til de naturligt sårbare, dybe sedimentationsområder i det sydlige Lillebælt. Også generelt i de indre danske farvande blev fundet bedre iltforhold end normalt i 1996 og især i 1997 (Ærtebjerg 1996, 1997; Danmarks Statistik 1998).



Figur 10.3 Ferskvands-, kvælstof- og fosforafstrømning fra Fyn og øer til de fynske kystvande i de hydrologiske år 1976/77-1996/97.



Figur 10.4 A, B og C

A) Medianniveauer i overfladen (1m) af salinitet og næringssalte for vinterperioderne (dec-febr.) 1995/96, 96/97 og 97/98, sammenholdt med median, 10%- og 90%-fraktiler for overvågningsperioden 1976/77-94/95. B) Medianniveauer af klorofyl-a (1m), sigtdybde og daglig primærproduktion i sommerperioden (maj-september) 1996 og 1997 sammenholdt med median, 10% og 90%-fraktiler 1976-95. C) Medianniveauer af iltindholdet i bundvandet i forårsperioden (maj-juli) og efterårsperioden (august-oktober) i somrene 1996 og 1997 sammenholdt med median, 10%- og 90%-fraktiler for overvågningsperioden 1976-95.

Andre områder

I mange større vandsystemer er sammenhængen mellem næringsstoff-afstrømning fra floderne og algevækst i det tilknyttede marine område blevet beskrevet indenfor de seneste år. I Østersøen er der generelt konstateret stigende næringsstofftilførsel frem til 1990'erne, stigende næringsstoffsalt-niveauer og øget fytoplanktonvækst siden begyndelsen af 1970'erne (de Jonge et al. 1994; Bonsdorff et al. 1997; Nehring og Nausch, 1996). Chesapeake Bay på den vestlige side af Atlanterhavet har i takt med den stigende kvælstofftilførsel udvist stigende klorofyl-*a* indhold siden 1950'erne. Der er påvist en direkte sammenhæng mellem størrelsen af forårets ferskvandsafstrømning, fytoplanktonets primærproduktion og volumen af iltsvindsramte vandmasser i bugten (de Jonge et al. 1994). En tørkesituation i 1989 gav anledning til en lav kvælstofftilførsel til Chesapeake Bay på niveau med tilførslen før 1950, og afspejledes i lave niveauer af klorofyl-*a*, mens omvendt en usædvanlig stor afstrømning i 1996 medførte de højeste niveauer endnu konstateret i Chesapeake Bay (Harding og Perry 1997). I Mississippifloden, et af verdens 7 største afstrømningssystemer, er der konstateret en fordobling af kvælstofindholdet i løbet af de sidste 30 år. Der er vist en signifikant korrelation mellem størrelsen af kvælstoffafstrømningen fra floden, og fytoplanktonets primærproduktion i den nordlige del af den Mexikanske Golf i 1988-94, og der formodes at være en sammenhæng til udviklingen gennem de senere år af et stort iltsvindsområde (ca. 9.000 km²) på Floridas kontinentalsokkel (Lohrenz et al. 1997).

Konklusion

I de fynske kystnære farvande er der ved de to *case studies* udført under temarapportering om de åbne kystvande 1997 overordnet konstateret en kvantitativ sammenhæng mellem næringsstofftilførsel, næringsstoffsaltkoncentrationer, algeproduktion og iltforhold i bundvandet. Tilsvarende sammenhænge er beskrevet for en række andre større vandsystemer. Resultaterne viser, at positiv respons i kystnære farvande på substantielle reduktioner i næringsstofftilførsler kan indtræde inden for en kort tidshorisont. De beskrevne forbedringer af vandkvaliteten er primært begrundet i meteorologisk betingede reduktioner i næringsstofftilførsler kombineret med en effektiv spildevandsrensning. Det må derfor konkluderes, at forbedringerne ikke kan forventes at vedvare på samme niveau under normale nedbørsforhold, hvor den diffuse udledning af især kvælstof atter vil stige, som allerede konstateret i begyndelsen af 1998. Permanente forbedringer i vandkvaliteten vil således forudsætte vedvarende reduktioner i næringsstofftilførslerne.

10.4 Iltsvind i det sydvestlige Kattegat

Frederiksborg Amt 1998: Overvågning af det sydlige Kattegat 1997. Vandmiljøovervågning nr. 48.

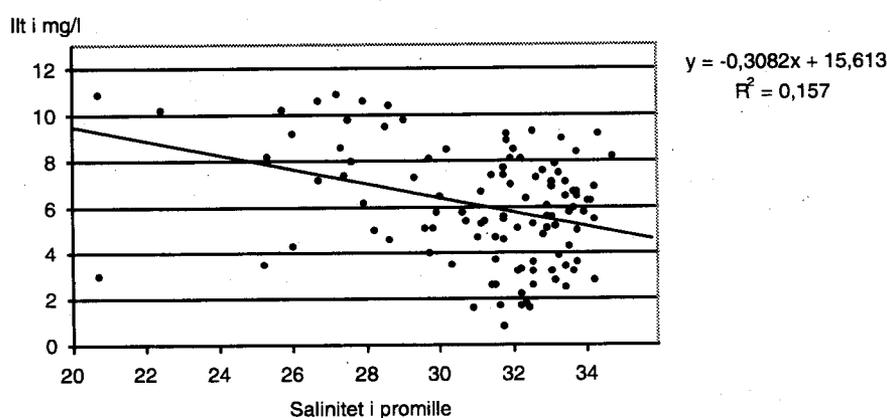
Bedring i iltforholdene på st. 20004

På st. 20004 i det sydvestlige Kattegat forekommer der næsten hvert år iltsvind, og der har gentagne gange været kraftigt iltsvind. I forbindelse med iltsvindshændelserne er der gentagne gange registreret lave iltkoncentrationer i hele vandsøjlen under springlaget. Enkelte år er der allerede registreret iltsvind på stationen i april, og enkelte år

strækker iltvindet sig frem til december. I 1996 blev der ikke registreret iltvind på stationen og i 1997 er der kun én gang målt iltkoncentrationer under 4 mg/l. Iltforholdene på stationen har således i de sidste to år været bedre end i de foregående 7 år, og stigningen i bundvandets iltindhold er signifikant i efterårsperioden.

Lav iltkoncentration og høj salinitet

For at belyse sammenhængen mellem iltindhold og salinitet er der foretaget en analyse af sammenhængen mellem ilt- og saltkoncentrationerne i bundvandet. I analysen indgår data fra den største dybde pr. prøvetagningsdag i hele perioden 1989-97. I Figur 10.5 er sammenhængen mellem salinitet og iltindhold i bundvandet vist, og sammenhængen er testet statistisk ved brug af regressionsanalyse. Som det fremgår af figuren er iltindholdet koblet til saltholdigheden, således at lave iltkoncentrationer i bundvandet oftest forekommer ved høj saltholdighed. Sammenhængen er signifikant på 0,1% niveauet, men som det også kan ses af figuren er der en meget stor spredning.



Figur 10.5 Sammenhæng mellem salinitet og iltindhold i bundvandet på st. 20004 i perioden 1989-1997.

Fosfor- og kvælstoftilførsel

Kvælstoftilførslen til det sydlige Kattegat fra Vestsjællands Amt varierede fra 1989 til 1994 mellem 130 tons og 220 tons, men var i 1996 og 1997 reduceret til 90-94 tons pga. lav afstrømning. Fosforbelastningen er reduceret fra 5 tons til ca. 1,5 tons i perioden 1989-97. Fosfortilførslen til de tilstødende farvande er i perioden også reduceret, og der er på stationen registreret et signifikant fald i vinter-middelkoncentrationen af både total og opløst fosfor.

Vestsjællands Amts næringsstofudledninger til det sydlige Kattegat er små, og hvad der kommer fra de tilstødende farvandsområder har stor betydning for området.

Planteplanktonbiomasse

Planteplanktonbiomassen på stationen er ikke reduceret væsentlig i perioden, men der er en tendens til lavere sommer- og efterårsgennemsnit i de to sidste år. Der er sket en reduktion i primærproduktionen fra 1990-91 til de efterfølgende år, specielt er sommermaksimumværdien af primærproduktionen faldet fra 1989. Samtidig er der en tendens til, at perioder, hvor planteplanktonet kan have været næringsaltbegrænset er øget siden 1989.

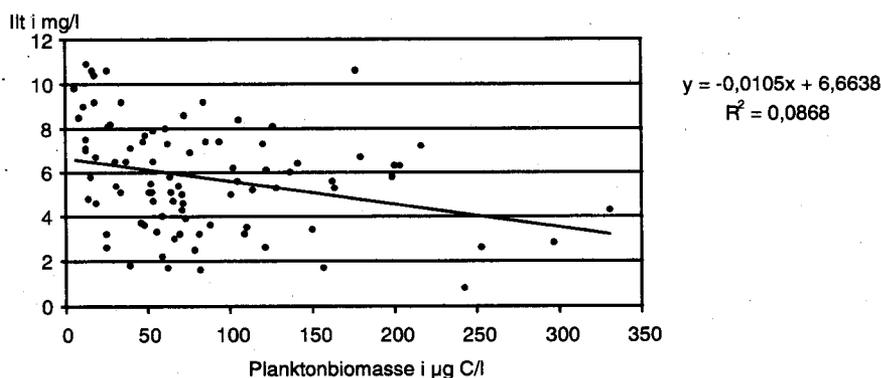
Når planteplanktonet synker ned på bunden, omsættes det enten af bunddyr eller bakterier under forbrug af ilt. For at belyse om der på stationen er en sammenhæng mellem planteplanktonbiomassen og iltindholdet i bundvandet er der foretaget en analyse af sammenhængen mellem planteplanktonbiomassen og iltindholdet i bundvandet ca. en måned efter, idet der så er taget højde for udsynkningen af planteplanktonet.

Sammenhængen er testet statistisk ved brug af regressionsanalyse, og er signifikant på 1% niveauet, men som det også ses af *Figur 10.6* er der en del spredning.

Sammenfatning af iltforholdene på st. 20004

Perioder med iltsvindshændelser på st. 20004 er korreleret med høje saltholdigheder i bundvandet. Der er flere gange registreret iltsvind på stationen, hvor der ikke er registreret iltsvind på dybere vand længere ude i Kattegat. Dybden på stationen er 18 meter og ligger oftest lige under et eventuelt springlag. Det betyder, at bundlaget ved lagdeling er tyndt, og ved stort iltforbrug ved bunden vil iltkoncentrationen derfor hurtigt falde. Det vurderes derfor, at en af årsagerne til iltsvind på stationen er et tyndt lag stagnerende salt bundvand.

Siden Vandmiljøplanens start er iltforholdene på stationen bedret, og der er en tendens til lavere fytoplankton biomasser, som har betydning for iltindholdet i bundvandet i den efterfølgende periode.



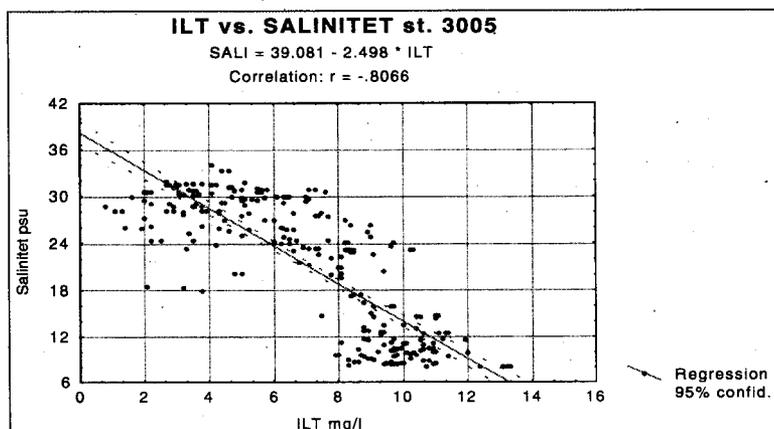
Figur 10.6 Sammenhæng mellem planteplanktonbiomassen og bundvandets iltindhold en måned efter på st. 20004 i perioden 1989-1997.

10.5 Iltforhold og salinitet i Øresund

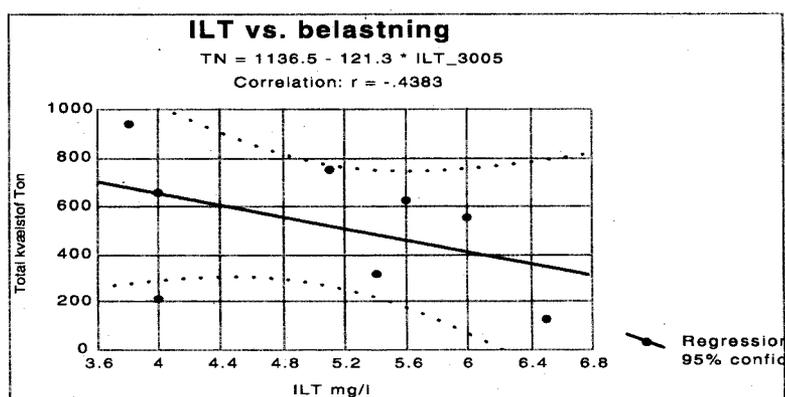
Frederiksborg Amt, Københavns Amt og Københavns Kommune 1998: Overvågning af Øresund 1997.

I Øresund forekommer der jævnligt lave iltkoncentrationer i de dybe lagdelte områder. Iltsvindene udvikles først i den nordlige del af Øresund i det dybe område omkring Hven. Afhængig af de hydrografiske og meteorologiske forhold udbredes iltsvindet herefter til de øvrige dybere dele af Øresund. I det sydlige Øresund optræder der således lejlighedsvist iltsvind nedenfor haloklinen (*Figur 10.7*). Etableringen af en markant lagdeling i det sydlige Øresund og iltforbrug i

den stagnerende vandmasse resulterer i de lave iltkoncentrationer i efterårsperioden i Øresund. Iltsvindene bliver særligt kraftige i tilfælde, hvor det indtrængende salte Kattegatvand har et lavt iltindhold. Gennemgående har det salte Kattegatvand dog højere iltkoncentrationer end Øresundsvandet. Den lokale næringsstofftilførsel er kun svagt korreleret til middeliltkoncentrationen nedenfor haloklinen i det sydlige Øresund (Figur 10.8). Det vurderes derfor, at den lokale næringsstofftilførsel til Øresund er af ringe betydning for de kortvarige iltsvindshændelser i det sydlige Øresund i forhold til periode-længden med ringe vandskifte i Øresunds nedre lag.



Figur 10.7 Ilt og salinitet i Øresund på station 3005 fra perioden september til november fra dybder større end 15 meter og mindre end 4 meter. Øvre lags vand er gennemgående lavsalint (8-16 psu), mens nedre lags vand er salt (24-34 psu) og gennemgående iltfattigt. Perioderne med ringe vandskifte i Øresunds nedre lag viser sig ved høje saliniteter i det nedre lag.



Figur 10.8 Kvælstoftilførsel til Øresund i august måned og det gennemsnitlige iltindhold i bundvandet i perioden september til november i det sydlige Øresund (station 3005).

10.6 Iltsvind i Hjelm Bugt

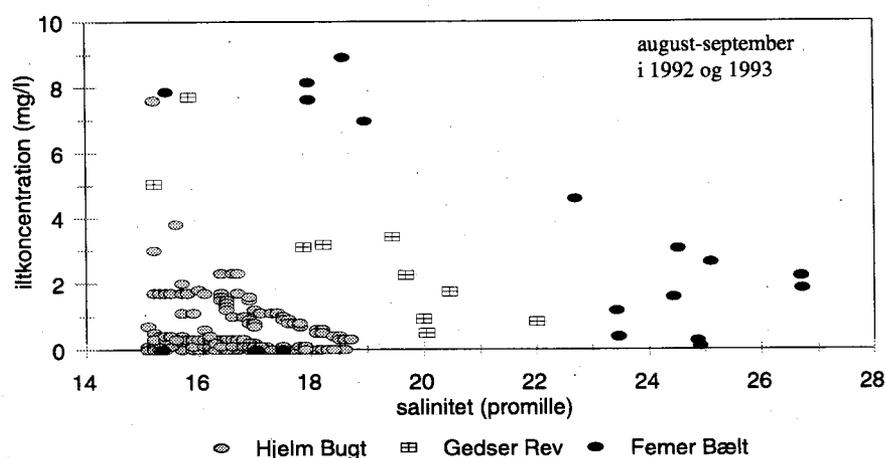
Storstrøms Amt 1998: Vandmiljøplanen. 10 års havundersøgelser.

I Hjelm Bugt ligger dybden generelt på 20 m undtaget i et område syd for Møn, hvor dybden når ned til 32 m. Dette afgrænsede dyb virker som et stagnationsområde for tilført salint bundvand. Tilførs-

len menes fortrinsvis at ske fra Femer Bælt via Gedser Rev. I dybet i Hjelm Bugt optræder i sensommeren tilbagevendende iltsvind med iltværdier i bundvandet under 2 mg/l. I 1992 og 1993 blev bundvandet totalt afiltet igennem en periode af ca. 5 ugers varighed. Sideløbende målinger af iltindholdet og saliniteten i bundvandet i Femer Bælt, Gedser Rev og i dybet i Hjelm Bugt (Figur 10.9) viser, at både iltindholdet og saliniteten generelt havde de laveste værdier i Hjelm Bugt. Den lavere bundsalinitet i Hjelm Bugt vidner om, at iltfattigt bundvand fra Femer Bælt undervejs til Hjelm Bugt fortyndes med mindre salint, og dermed mere iltholdigt overfladevand. At bundilten i Hjelm Bugt i stagnationsperioden på trods heraf normalt ligger under bundilten i Femer Bælt tyder derfor på, at iltsvindet i Hjelm Bugt hovedsageligt skyldes iltforbruget fra omsætning af lokalt produceret og sedimenteret organisk materiale.

Femer Bælt - Hjelm Bugt

Iltmængde ved saliniteter >15 promille



Figur 10.9 Sammenhørende målinger af salinitet og iltindhold ved bunden i august-september 1992 og 1993 i henholdsvis Hjelm Bugt, ved Gedser Rev og i Femer Bælt.

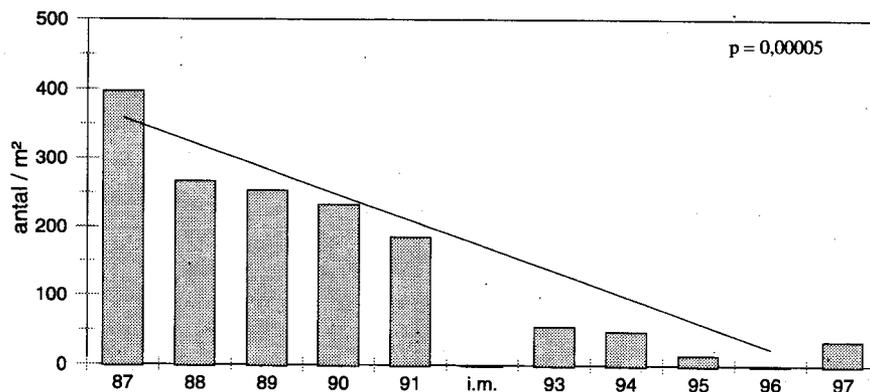
10.7 Molboesters i Karrebæksminde Bugt

Storstrøms Amt 1998: Vandmiljøplanen. 10 års havundersøgelser.

I den centrale del af Smålandsfarvandet er der fra 1987 observeret et signifikant fald ($p = 0,00005$) i antallet af molboesters (*Arctica islandica*) fra 400 individer til under 10 individer pr. m^2 . Umiddelbart antyder målingerne, at levebetingelserne i området er blevet gradvist forringede for molboesters. En nærmere analyse af dyrenes størrelsesfordeling afslører imidlertid, at settling af larver stort set er ophørt efter 1989. Molboesters findes i faste bestande på dybere vand i bl.a. Femer Bælt ved højere og mere stabile saliniteter end i Smålandsfarvandet. På baggrund heraf konkluderes, at Smålandsfarvandet udgør et grænseområde for etablering af bestande af molboesters, hvor alene tilfældigheder betinger, om larvesetting kan finde sted eller ej.

Smålandsfarvandet

Molbøsters



Figur 10.10 Udvikling i individantallet af molbøsters *Arctica islandica* i Karrebæksminde Bugt i perioden 1987-97.

10.8 Iltvind og bunddyr

Vestsjællands Amt 1998: Vandmiljøovervågning. Overvågning af kystvande 1997.

Tilstedeværelsen af bunddyr i et givet område er især betinget af vanddybde, vandkvalitet og substratkvalitet, som delvis er afhængig af de to første, samt af de i et omgivende større område forekommende arter. For områder i Storebælt er den potentielle artspool afhængig af den i Kattegat, vestlige Østersø og den i Storebælt selv. Alle fire forhold påvirkes af menneskelig aktivitet. Den i dag mest påvirkede faktor er substratkvalitet. Ændringer i denne fører uvægerligt til ændringer i artssammensætning. Iltvind er en afledt effekt af de ændrede sedimentforhold på grund af for stor tilgang og ophobning af organisk stof.

Overvågningen af bunddyr i forbindelse med Vandmiljøplanen foregår primært på jævn bunden, den bløde bund på større vanddybde, der er udbredt i alle vore havområder. En påvirkning af bunddyrene vil således kun have kortvarige effekter efter påvirkningen er ophørt, på grund af hurtig tilgang af æg og larver udefra, primært bestemt af strømforholdene på det pågældende tidspunkt. Er påvirkningen eller hændelsen derimod en gentagende proces år efter år, kan ændringerne i bunddyrenes sammensætning blive mere eller mindre permanent.

10.8.1 Ilt og hydrografi

Testes iltkoncentrationerne i hele vandfasen mod de hydrografiske parametre, som alle påvirker bunddyrenes forekomst og udbredelse (tabel 10.2), fås en signifikant negativ sammenhæng. Forklaringsprocenten er imidlertid meget lav, antallet af frihedsgrader er meget stort. Testes kun bundvandets iltindhold mod f.eks. saltholdigheden i bundvandet er sammenhængen ikke signifikant, antallet af frihedsgrader er meget lavere.

Tabel 10.2 Korrelationer mellem hydrografiske parametre. Alle er signifikante.

Kattegat Syd	n=1880	dybde	temperatur	saltholdighed	iltindhold
dybde		-	-0.125	0.701	-0.279
temperatur			-	-0.332	-0.156
saltholdighed				-	-0.276
Korsør Syd	n=2161	dybde	temperatur	saltholdighed	iltindhold
dybde		-	-0.161	0.635	-0.168
temperatur			-	-0.159	-0.128
saltholdighed				-	-0.201

Det indikeres imidlertid, at iltindholdet er faldende med stigende saltholdighed, således at iltsvind kunne forventes at være importeret med indstrømmende bundvand fra Nordsøen og Skagerrak. Imidlertid opstår iltsvind i lige så høj grad lokalt, på grund af stabile vandmasser og stabile springlag i varierende dybde i vandfasen. Udviklingen sker således også i vand med høj saltholdighed. På grund af springlag hæmmes tilgang af ilt fra overfladevandet og iltsvind udvikles med tiden. Det høje indhold af organisk stof i sedimentet øger iltsvindsprocessen.

10.8.2 Ilt og bunddyr

Siden Vandmiljøplanens start i 1989, har der været iltsvind af varierende omfang i farvandene rundt omkring amtet. I 1994 var iltsvindet, trods stor udbredelse, kun af kortere varighed og i 1996 og 1997 var iltforholdene generelt gode.

Testes bunddyrenes artsantal, tæthed og biomasse mod iltkoncentrationen i bundvandet det foregående år (juli - oktober) fås meget forskellige tendenser for de enkelte stationer. De meget store naturlige variationer bunddyrene udviser fra år til år, er årsag til, at der ikke er nogen entydig tendens. Der er heller ikke nogen sammenhæng i udviklingen mellem de biologiske parametre, som dog alle viser en positiv tendens, testet mod iltindholdet.

Der synes således ikke at være en entydig sammenhæng mellem iltindhold i bundvandet, udvikling af iltsvind og forekomst og udbredelse af bunddyr, undtagen for station 30006 i Sejerø Bugt, som det også er skrevet tidligere i VMP-rapporten.

Figur 10.11 antyder en positiv udvikling de senere år på grund af bedre iltforhold i vandmasserne i specielt 1994 og 96. Effekten anskueliggøres i bunddyrenes forekomst i 1995 og 1997, men den kvantitative behandling af data på disse stationer er ikke overbevisende. Der er valgt de enkelte haps-prøver, da der sker en bedre opløsning med tiden.

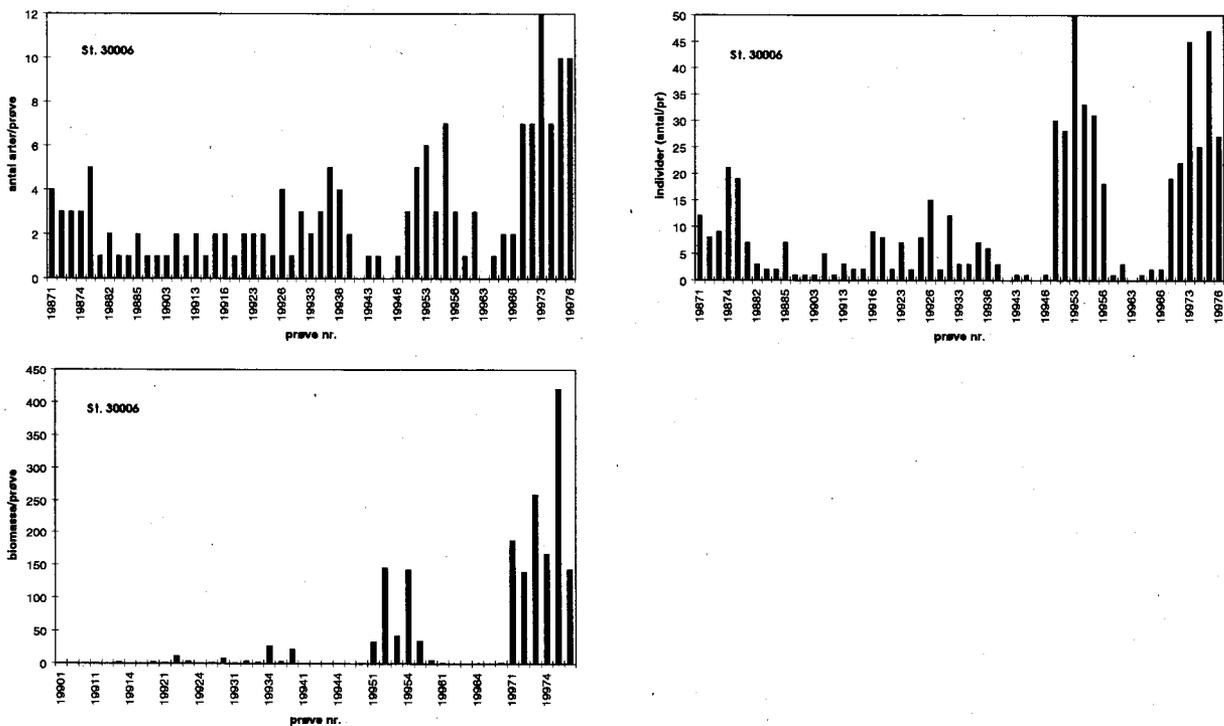
I to store undersøgelser i 1986 og 1996 undersøgte amtet bunddyrenes forekomst i Isefjord. Der blev indsamlet bunddyr på ca. 50 stationer med 6 replikate prøver pr. station. En opgørelse over bestanden af

blåmuslingen, *Mytilus edulis*, viste, at bestanden var reduceret med 75% i hele fjorden på grund af en kombination af højt organisk stof i sedimentet og alvorlige iltsvind i 1994 og 1995. Når hele undersøgelsen er endeligt rapporteret, kan der siges mere om iltsvind og de øvrige bunddyr.

10.8.3 Vurdering

Det kan ikke med sikkerhed konkluderes, at bunddyrene er påvirket af iltsvind på de udvalgte overvågningsstationer ud over den i Sejerø Bugt og blåmuslinger i Isefjord. Der er en del store naturlige og tilfældige variationer, der forstyrrer billedet, så længe det kun er enkeltstationer, der betragtes. Flere af bunddyrene kan blandt andet nå makrostørrelse fra oktober til april-juni det følgende år.

Det er nødvendigt, at der udføres undersøgelser dækkende et stort areal, hvor bestandene kan opgøres statistisk sikkert, for at beskrive signifikante effekter på bunddyr, som de undersøgelser amtet selv gennemfører i relation til det regionale og lokale tilsyn i udvalgte kystvande. Der er taget delvis hensyn til dette i NOVA 2003, men det er ikke sikkert, det er tilstrækkeligt med kun en enkelt prøve pr. station indenfor et mere snævert areal.



Figur 10.11 Udvikling i artsantal, individantal og biomasse pr. haps-prøve (0,015 m²) i Sejerø Bugt i perioden 1987-1997.

10.9 Bundfaunaen ud for Frederikshavn

Nordjyllands Amt og Århus Amt 1998: Vestlige Kattegat, tilstand og udvikling.

Til belysning af udviklingen i bundfauna i området udfor Frederikshavn, er anvendt data fra de indsamlinger, der gennem årene er foretaget i forbindelse med afholdelse af Københavns Universitets marin-biologiske kurser.

Indsamlingerne er foretaget ved 14 favne revet på 22 m og 24 m vanddybde med blød bund og Ø-SØ for øen Deget på dybderne 10 m, 14 m og 18 m. Kvalitetssikring af artsbestemmelserne er foretaget af lærerne på kurset.

Artslisterne er velvilligt stillet til rådighed af Zoologisk Museum, Københavns Universitet.

En gennemgang af optegnelserne, der når tilbage til 1919 viste, at kun data fra perioden 1934-96 var egnede til at indgå i den statistiske bearbejdning til beskrivelse af langtidsudviklinger i bundfaunaen.

Deskriptive analyser er anvendt til beskrivelse og vurdering af udviklingen i total individtæthed, tæthed af hovedgrupper, antallet af arter og tæthed af grupper med samme ernæringsbiologi.

Datasættene er efterfølgende behandlet ved brug af multivariate analyser:

- Ligheder og forskelle i faunasammensætningen mellem stationer og/eller år blev bestemt vha. non-parametrisk multidimensional scaling (MDS) af Bray-Curtis similaritetsindeks.
- One-way ANOSIM testen blev anvendt som signifikanstest til analyse af forskelle i faunasammensætningen mellem de grupper af stationer/år, der blev fundet ved MDS.
- Til identifikation af de arter, der bidrager til forskelle mellem grupperne, er anvendt SIMPER.

Disse analyser viste, at der på 14-favne revet på den bløde bund var sket en markant og statistisk signifikant ændring i faunasammensætningen. Både individtætheden og artsantallet var steget markant i perioden 1934-96.

Der ses påfaldende lighed af forløbet af denne stigning og den observerede forøgelse i primærproduktionen i de indre danske farvande, især siden ca. 1980.

Der blev fundet en fordobling af individtætheden på den bløde bund ved 14-favne revet. Denne antagelse bestyrkes i, at der sideløbende hermed ses en stigning i tætheden af detritusædere.

Dette udviklingsforløb svarer nøje til det, der er beskrevet andre steder, hvor der har været stigende tilførsel af organisk stof til sedimentet, eksempelvis i det nordlige Kattegat.

På vanddybderne 10 m, 14 m og 18 m har der ikke kunnet påvises signifikante ændringer, der kan relateres til øgede primærproduktionsforhold i de indre danske farvande. Individtætheden og den ernæringsbiologiske sammensætning er generelt uændret.

10.10 Masseforekomster af *Gyrodinium aureolum* i den vestlige del af Kattegat - regulerende faktorer og effekter

Nordjyllands Amt og Århus Amt 1998: Vestlige Kattegat, tilstand og udvikling.

I september 1997 blev der registreret en kraftig opblomstring af furealgen *Gyrodinium aureolum* i Kattegat. Arten blev fundet fra Aalbæk Bugt i nord til Langelandsund i syd med de højeste koncentrationer i Hevring Bugt (5.5 millioner celler pr. l) og Århus Bugt (2.3 millioner celler pr. l). I Århus Bugt var biomassen af phytoplankton under opblomstringen af *Gyrodinium aureolum* årets højeste, i Hevring Bugt årets næsthøjeste.

I forhold til tidligere opblomstringer af *Gyrodinium aureolum* i Kattegat var koncentrationerne i 1997 moderate i området nord for Djursland, mens koncentrationerne i Århus Bugt og Bælthavet var de hidtil højeste.

Opblomstring i det tidlige efterår er karakteristisk for *Gyrodinium aureolum* og sandsynligvis et resultat af artens krav til en relativt høj vandtemperatur.

Det registrerede udbredelsesmønster, hvor *Gyrodinium aureolum* blev fundet i masseforekomst i Aalborg Bugt i begyndelsen af september, i Århus Bugt i midten af september og i Bælthavet i slutningen af september tyder på, at *Gyrodinium* blev tilført områderne med en sydgående havstrøm, og herefter dannede lokale opblomstringer. Den geografiske udbredelse kan forklares ved artens krav til en relativt høj saltholdighed.

Opblomstringen af *Gyrodinium aureolum* begyndte umiddelbart efter en kraftig stigning i koncentrationen af kvælstof og fosfor i de øvre vandmasser. Denne stigning skyldtes hovedsagelig, at næringsrigt bundvand blev ført op til overfladen i den kystnære vestlige del af Kattegat som følge af kraftig vestenvind i begyndelsen af september. I perioden inden opblomstringen var tilførslen af kvælstof fra oplandet lav pga. ringe nedbør. Tilførslen af fosfor fra oplandet i august var årets højeste pga. frigivelse fra sedimentet i søer, vandløb og fjorde i forbindelse med iltsvind, men den tilførte mængde kunne ikke alene forårsage den registrerede koncentrationsstigning i Kattegat.

Under opblomstringen var fosfor og silicium på intet tidspunkt begrænsende for produktionen. Kvælstof var i hele perioden potentielt begrænsende for primærproduktionen i de øvre vandmasser, mens det først blev begrænsende for primærproduktionen i bundvandet i sidste halvdel af september. Sammenbruddet og sedimentationen af *Gyrodinium aureolum* masseforekomsten var derfor sandsynligvis forårsaget af kvælstofbegrænsning.

Under opblomstringen fandtes de maksimale koncentrationer af *Gyrodinium aureolum* i tilknytning til springlaget, hvor algen kunne udnytte den tilgængelige kvælstof under springlaget samtidig med, at den havde tilstrækkeligt lys til produktion. *Gyrodinium aureolum* er tilpasset vækst ved lave lysintensiteter, og under opblomstringen blev nogle af årets højeste produktionsrater registreret i dybder med 4-10 % af overfladeindstrålingen.

Gyrodinium aureolum producerer stoffer, der er toksiske for zooplankton, bunddyr og fisk, og stoffer, der virker hæmmende på væksten af kiselalger. I forbindelse med opblomstringen blev der registreret døde fisk og bunddyr i alle områder, og meget unormale fordelinger af fiskebestandene viste, at fiskene forsøgte at flygte fra områder med høje koncentrationer af *Gyrodinium aureolum*. Efterfølgende undersøgelser viste, at der i flere områder var sket en markant reduktion i individantal og biomasse af bunddyr. Undersøgelser i Århus Bugt viste endvidere, at der under opblomstringen skete en midlertidig reduktion i biomassen af vandlopper.

Undersøgelser viste, at der var et stort iltforbrug ved bunden i forbindelse med sedimentationen og nedbrydningen af masseforekomsten af *Gyrodinium aureolum*. I Aalborg Bugt og Hevring Bugt var der stort set opblandede forhold under sedimentationen af *Gyrodinium aureolum*, og der blev derfor ikke registreret decideret iltsvind i bundvandet i forbindelse med nedbrydningen. I Aalborg Bugt blev der dog observeret sort, svovlbrintelugtende sediment på lavere vand, og i Hevring Bugt skete der et markant fald i iltkoncentrationen i bundvandet. I store dele af Århus Bugt blev der registreret kraftigt iltsvind i bundvandet (0,0-1,5 mg ilt pr. l).

Iltsvindet medførte store frigivelser af fosfor og kvælstof fra sedimentet i alle områder. Hermed blev grundlaget skabt for de kraftige opblomstringer af kiselalger, der blev registreret i midten af oktober. Opblomstringen af *Gyrodinium aureolum* i 1997 er hermed endnu et eksempel på, at stor næringssalttilførsel fra bundvand/sediment kan udløse flere algeopblomstringer afbrudt af perioder med iltsvind.

10.11 Bundfaunadød og iltsvind efter opblomstring af *Gyrodinium aureolum*

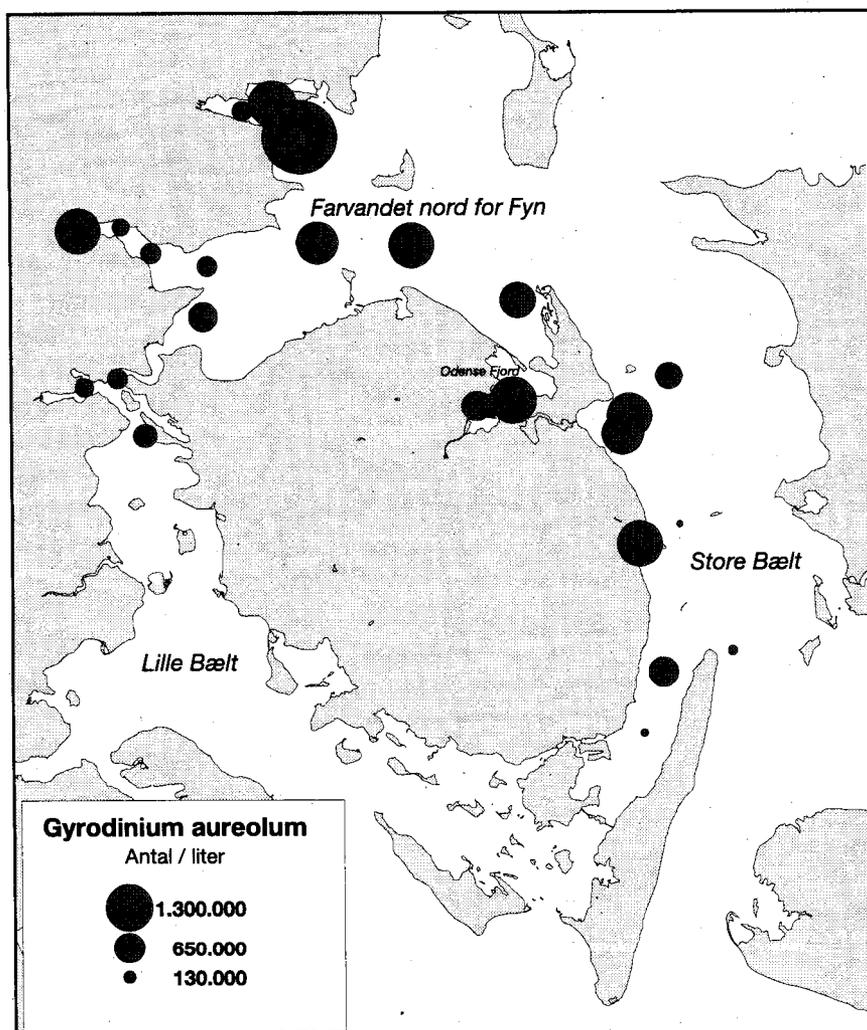
Fyns Amt, Sønderjyllands Amt og Vejle Amt 1998: Vandmiljøovervågning, Lillebælt 1997.

Store dele af Vejle- og Fyns Amts havområder blev i 1997 ramt af en masseopblomstring af den giftige furealge *Gyrodinium aureolum*. Opblomstringer af furealger forekommer typisk i sensommeren og efteråret i kystområder med høj salinitet. Opblomstringen i 1997 knyttede sig da også til vandmasser med relativ høj salinitet (21-26 psu).

Furealgen blev, allerede den 25 august, registreret i små mængder i den ydre del af Vejle Fjord. I perioden 16.-30. september fulgte en større opblomstring i det nordlige Lillebælt, farvandet nord for Fyn og i Horsens-, Vejle- og Kolding fjorde (Figur 10.12). Under opblom-

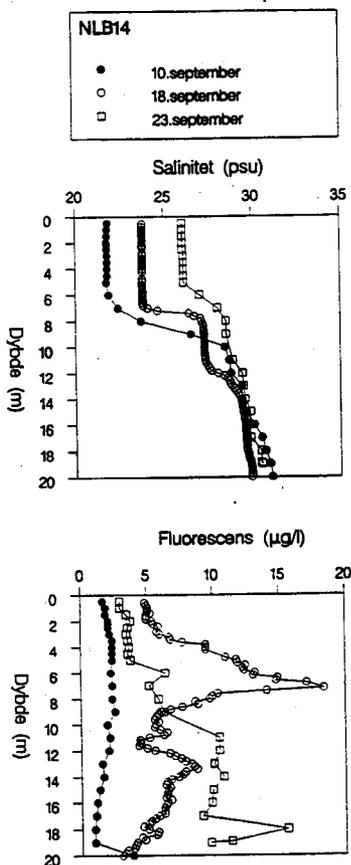
stringen blev der registreret algekoncentrationer på mellem 0,05 - 3,7 mio. celler/l.

I begyndelsen af september blev indstrømningen af højsalint vand fra Kattegat forøget på grund af perioder med kraftig vind fra vest. På station NBL14, i farvandet ud for Vejle Fjord, blev det observeret, at haloclinen forrykkede sig mod overfladen pga. det indstrømmende højsaline vand fra Kattegat. Samtidigt svækkedes haloclinen gradvist som følge af den kraftige vindpåvirkning. Den øgede salinitet i den fotiske zone, og tilførsel af næringssalte fra bundvandet, gav algen optimale vækstbetingelser (Figur 10.13).



Figur 10.12 Udbredelse af *Gyrodinium aureolum* i Lillebælt og farvandet nord for Fyn, 1997.

Under masseopblomstringen udgjorde *Gyrodinium aureolum* ved kulationen midt i september 83% (298 $\mu\text{g C/l}$) af den autotrofe biomasse på station NBL14 i overfladevandet (1 m). Dette er dog givet en underestimering, da den maksimale biomasse var knyttet til det dybereliggende springlag (Figur 10.13). Den 22.-23. september var opblomstringen i aftagende. Der var samtidigt forhøjet algekoncentration ved bunden, som følge af begyndende udsynkning af algen. De forhøjede fluorescensværdier i de bundnære vandmasser fortsatte til



Figur 10.13 Station NBL14. Profiler af salinitet og fluorescens under *Gyrodinium*-opblomstring.

slutningen af september måned, hvor Fyns Amt under et dykkertog konstaterede et mm tykt lag af sedimenterede alger på bunden.

Sedimentationen af *Gyrodinium aureolum* medførte efterfølgende iltsvind i det nordlige Lillebælt. I slutningen af september nåede iltkoncentrationen ned under 2 mg/l i de bundnære vandmasser på station NBL14. Den 30. september blev der konstateret et kortvarigt iltsvind på stationen på 1,1 mg ilt/l. I starten af oktober steg iltkoncentrationen atter i området, efter at springlaget var brudt. Der blev ikke konstateret yderligere iltsvind i området.

Opblomstringen af *Gyrodinium aureolum* medførte omfattende skadevirkning på bundfaunaen i det nordlige Lillebælt og farvandet nord for Fyn i slutningen af september og begyndelsen af oktober. Videooptagelser fra farvandet ud for As Vig, udført af Fyns Amt den 30. september, viste store mængder af døde børsteorme på bunden. Efterfølgende blev der konstateret døde bunddyr på station NBL14 i begyndelsen af oktober.

Vejle Amts prøvetagning på NBL14 den 1. oktober viste dog, at der stadig var levende individer af både børsteorme og muslinger. Det totale individantal var reduceret fra 4227 i midten af august til 772 individer/m² den 1. oktober som følge af *Gyrodinium* sedimentationen. Bundfaunadøden antages at være forårsaget af en kombination af iltsvind og giftvirkning fra *Gyrodinium aureolum*.

Det er første gang *Gyrodinium aureolum* optræder i masseforekomst i Lillebælt og farvandet nord for Fyn. I forbindelse med en tidligere masseopblomstring øst for Djursland i 1990 blev algen kun registreret i lave koncentrationer (0,08 mio. celler/l).

10.12 Fedtmøg i Køge Bugt

Københavns Amt og Roskilde Amt 1998: *Overvågning af Køge Bugt, 1997.*

Hver sommer optræder der store mængder enårige trådalger (fedtmøg) til stor gene for badegæster, fiskere og den øvrige flora og fauna i Køge Bugt. Fedtmøget i bugten er en blanding af fint trådede brunalger, der er domineret af *Pilayella littoralis* og *Ectocarpus siliculosus*.

Ved store forekomster "kvæler" fedtmøget ålegræs og de andre tangplanter ved at lægge sig som en dyne hen over dem og forhindre lysets nedtrængen. Der er derfor stor bevågenhed omkring fedtmøgsforekomsterne, og i perioden 1990-97 har der været udført undersøgelser af fedtmøg seks gange hvert år i løbet af vækstsæsonen. Undersøgelserne er udført af dykkere på 4 transekter, hvor der er vurderet dækningsgrad, tykkelse samt biomasse på 3-4 dybder. I perioden 1995-97 er der desuden analyseret for kvælstof/kulstofindholdet i fedtmøg på hver dybde på 2 af transekterne. Som støttedata er anvendt hydrografi og vandkemidata, som er indsamlet igennem amtens overvågning af Køge Bugt.

På baggrund af statistiske analyser er alle 4 transekter lagt sammen og inddelt i 3 dybdeintervaller: 1-3 meter, 3-7 meter og 7-9 meter, hvor hovedvægten lægges på resultaterne fra 3-7 meters dybde. Udviklingen af fedtmøg og prøvetagningstidspunkterne varierer fra år til år. For at gøre data mere sammenlignelig er der udarbejdet en model til beregning af den maksimale årlige biomasse. Modellen relaterer biomassen til datoen ved hjælp af et andengradspolynom.

Siden 1990 har der været en overordnet statistisk signifikant tendens til, at den maksimale biomasse af fedtmøg i Køge Bugt er blevet mindre år for år.

Der er en god sammenhæng imellem den estimerede maksimale biomasse og niveauet af ammonium og nitrat, sammenhængen er dog ikke signifikant. Der er fundet en signifikant sammenhæng imellem den estimerede maksimale fedtmøgsbiomasse og fosfat.

Analysen af den interne kvælstofpulje viser, at fedtmøg kun har rigelig tilgang til kvælstof indtil begyndelsen af maj. Fra medio til ultimo maj ligger niveauet gennemgående omkring grænsen for vækst og biomassetilvækst. Fedtmøgsbiomassen synes da også at aftage allerede primo til medio juni, til trods for at lys- og temperaturforhold er noget nær optimale i hele juni og juli måned. Meget tyder derfor på, at fedtmøg er kraftigt kvælstofbegrænset en stor del af sommeren.

Resultaterne viser, at næringssalttilførslen i Køge Bugt er af afgørende betydning for den overordnede udvikling i fedtmøgsbiomassen. Hvis den relativt lave fedtmøgsbiomasse i 1997 skal genfindes i de kommende år, skal tilgængeligheden af næringssalte i fremtiden stabilisere sig omkring 1997-niveauet. Fosfortilførslen til Køge Bugt sker primært fra renseanlæg og industri og forventes ikke at stige igen, hvorimod variationerne i kvælstoftilførslen i høj grad er betinget af nedbørsforhold og deraf følgende kvælstofudvaskning fra markerne.

10.13 Kvælstoftilførsel, kvælstofkoncentration og bundvegetation ved Bornholm

Bornholms Amt 1998: Vandmiljøovervågning. Kystvande 1997.

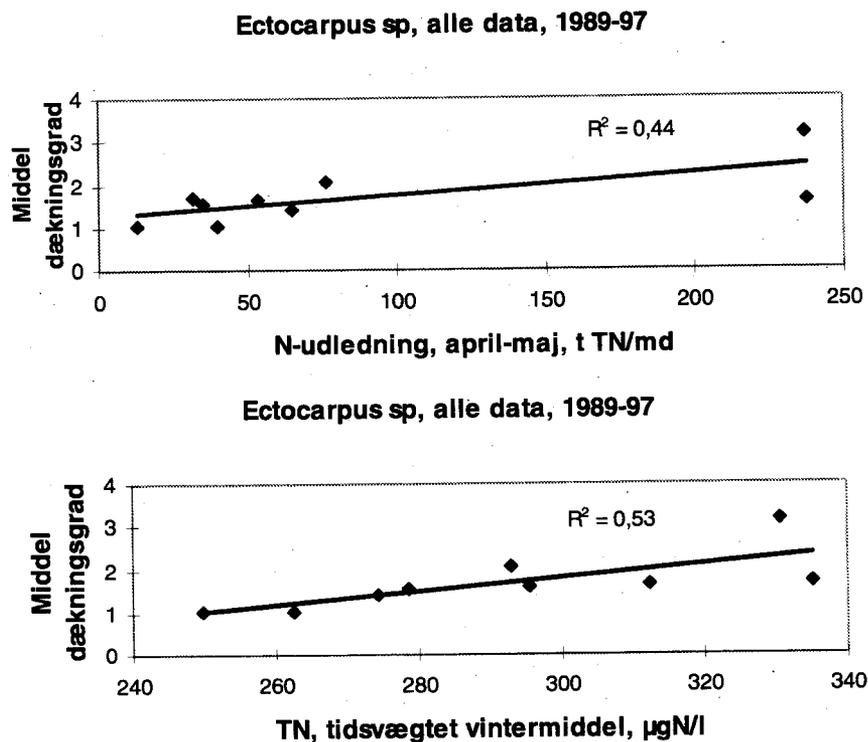
Kvælstofpåvirkningen af bundvegetationen ved Bornholm

Ud fra undersøgelser af bundvegetationen langs de Bornholmske kyster fra 1989 til 1997 kan der påvises en sammenhæng mellem på den ene side artssammensætning og forekomst af enkelte algearter og på den anden side udledningen af kvælstof til kystvandene i vækstperioden og kvælstofkoncentrationen i kystvandene.

Eksempelvis medfører stigende kvælstofudledning i forårs månederne og højere kvælstofkoncentration i kystvandene således en forøget forekomst af den énarige trådalge *Ectocarpus* (fedtemøg), som vist på nedenstående illustrationer.

Generelt er der dog tale om relativt små variationer i bundvegetationen fra år til år.

De udsving i Østersøens kvælstoftilførsel og kvælstofkoncentration, der er set igennem den sidste halve snes år, er ligeledes kun små og ret ubetydelige sammenlignet med udviklingen i 1960erne og 1970erne.



Figur 10.14 Dækningsgraden af *Ectocarpus* sp. som funktion henholdsvis af kvælstofudledningen fra Bornholm i april-maj og vinterkoncentrationen af total kvælstof i Østersøen omkring Bornholm i perioden 1989-97.

I denne periode steg vinter-nitratkoncentrationen i Østersøen omkring Bornholm fra ca. 10 µg N/l til ca. 60 µg N/l. Årsagerne hertil må antages især at være landbrugets stigende kvælstofanvendelse i Østersølandene og den øgede afbrænding af fossilt brændstof.

De 60 µg N/l svarer stort set til det nuværende niveau. Overordnet set har kvælstofniveauet altså ikke ændret sig væsentligt i overvågningsperioden. Der vil derfor også kun kunne forventes mindre ændringer i de biologiske parametre, ændringer der nemt sløres af påvirkningen fra øvrige faktorer som kvælstoftilførsel fra atmosfæren og fra de dybere dele af Østersøen, vindpåvirkningen, solindstrålingen, årets temperaturudvikling m.v.

Til gengæld kan det med ret stor sikkerhed fastslås, at de største ændringer i bundvegetationen omkring Bornholm er sket i 1960erne og 70erne, hvor vegetationen helt ændrede karakter fra en helårsvegetation domineret af store, flerårige tangarter til en vegetation, domineret af forskellige énårige trådalgearter, der stort set efterlader havbunden vegetationsløs om vinteren.

Denne forandring falder altså tidsmæssigt sammen med den store stigning i Østersøens kvælstofniveau. På baggrund af den gængse opfattelse af kvælstoffets rolle i det marine miljø må det antages, at sammenhængen også er årsagsmæssig.

11 Fjordområder

11.1 Miljøtilstand i danske fjorde

De fjordområder, der indgik i temarapporteringen om danske fjorde i 1996 (Kaas et al. 1996), er ikke inddraget i nærværende temarapportering om de åbne danske farvande. Fjordene indgår imidlertid i Vandmiljøplanens marine overvågningsprogram. Derfor gives nedenstående en kort beskrivelse af tilstanden i 1997 og udviklingen i de danske fjorde på baggrund af amternes rapportering.

11.1.1 Vadehavet

De senere års usædvanligt lave afstrømning har betydet en betydelig reduktion i næringsstofudledningen til Vadehavet. For kvælstofs vedkommende var der en signifikant faldende tendens i tilførslen fra Varde Å fra 1987 til 1997, mens fosfortilførslen generelt viste fald i hele afstrømningsområdet til Vadehavet. Kvælstof- og især fosforkoncentrationerne var i 1996 og 1997 generelt under gennemsnittet for de foregående år, men nåede også i 1997 kun sporadisk ned på begrænsende niveau for algeproduktionen. Den generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv er fortsat ikke opfyldt i Vadehavet. Næringsstofkoncentrationerne er relativt høje året rundt, der er stadig tilbagevendende masseopblomstringer af planktonalger, herunder potentielt giftige arter, reduceret sigtdybde, og massiv forekomst af eutrofieringsbetingede makroalger som krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) og søsalat (*Ulva lactuca*).

11.1.2 Ringkøbing Fjord

Fra midten af 1995 ændredes slusepraksis til Ringkøbing Fjord, og siden da har målet for højere saltholdighed i fjorden stort set været opfyldt. Dette har medført store ændringer i den biologiske struktur og forbedringer i miljøtilstanden. Mængden af fytoplankton kulstof, klorofyl og primærproduktion er faldet til henholdsvis 5%, 15% og 30% af niveauet frem til 1995, idet først og fremmest blågrønalgerne er forsvundet. Sommersigtdybden er fra 1994 til 1997 steget fra 0,6 m til 2,3 m og opfyldte i 1997 målsætningen. Mængden af bunddyr er gået meget frem, især er der kommet store mængder sandmuslinger (*Mya arenaria*) som følge af den højere salinitet. Målet om en udbredt bundvegetation med en dybdegrænse større end 2 m er endnu ikke nået, idet vegetationen er under omstilling fra ikke-salttolererende til marine arter. Middeldybdegrænsen var dog 1,23 m i 1997 mod 0,78 m i de foregående år. De relativt lave næringsstofftilførsler i 1996-97 kan have forstærket udviklingen, men næringsstofkoncentrationerne var i 1997 ikke væsentligt lavere end i tidligere år. Iltsvind optrådte i 1997 kun sporadisk og kortvarigt i Ringkøbing fjord.

11.1.3 Nissum Fjord

Næringsstofkoncentrationerne følger generelt ferskvandsafstrømningen uden nogen udvikling i kvælstofkoncentrationerne, mens fosforkoncentrationerne også afspejler den faldende fosforudledning. Den lave afstrømning i 1996-97 medførte lavere næringsstofkoncentrationer, men fytoplankton biomassen adskilte sig i 1997 ikke væsentligt fra tidligere år. Reduktionerne i næringsstofftilførslen kan ikke umiddelbart spores i de biologiske forhold. Set i relation til målsætningen om en sigtdybde og dybdeudbredelse af vegetationen på 2 m, samt den generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv, er målsætningen for Nissum Fjord ikke opfyldt i 1997.

11.1.4 Limfjorden

Mindre nedbør og større fordampning gav i 1997 ligesom i 1996 mindre afstrømning og kvælstoftilførsel end normalt. Efter en meget tidlig og stor algeproduktion i foråret var fytoplankton biomassen meget lav i sommerperioden frem til juli. Sigtdybden var i samme periode stor. Juli og august var meget vindfattig. Dette medførte lagdeling af vandsøjlen i store dele af Limfjorden, og ca. 30% af fjorden blev ramt af kraftigt iltsvind. Under iltsvindet blev der frigivet store mængder næringssalte fra sedimentet. Dette medførte en voldsom opblomstring af kiselalger i september, specielt i Skive Fjord. I de iltsvindsramte områder blev bundfaunaen kraftigt reduceret. Det er vurderet, at ca. 400.000 tons blåmuslinger døde. Ålegræsset på lavt vand udviklede tætte bestande, mens der ikke er registreret større dybdeudbredelse i forhold til 1996, hvor der skete en kraftig reduktion i ålegræssets dybdeudbredelse. Derimod voksede makroalgerne ud på dybere vand, og artssammensætningen var mere varieret i 1997 i forhold til 1996.

Målsætningen for Limfjorden er overordnet, at der skal være et alsidigt plante- og dyreliv, kun påvirket i svagt omfang af menneskelig aktivitet. I ca. 2/3 af fjorden er fremsat en skærpet målsætning og i knap 1/3 en basis målsætning. For genudlægningsområderne (ca. 42 km²) for undermålsmuslinger gælder en lempet målsætning. Målsætningerne er ikke opfyldt, primært pga. for store tilførsler af fosfor og især kvælstof. Den store næringssalttilførsel giver forhøjede koncentrationer af næringsstoffer, øget fytoplanktonproduktion, reduceret dybdegrænse for bundvegetation, udbredte iltsvind og påvirkning af bundfaunaen. Selv i år med gode forudsætninger i form af lav næringsstoftilførsel som i 1996 og 1997 er der stadig risiko for udbredt iltsvind som i sommeren 1997. De vedtagne reduktionsmål for spildevand fra byer og industri er opfyldt. Der er ikke konstateret reel og varende reduktion i udledningerne fra det åbne land, hvor landbrugsarealer er den dominerende kilde.

11.1.5 Mariager Fjord

Der er ikke konstateret signifikant udvikling i kvælstoftilførslerne, der var relativt lave i 1996 og 1997 pga. en relativt lav ferskvandsafstrømning. Fosfortilførslen var i 1997 reduceret med ca. 75% i forhold til 1978-85 og dermed på niveau med Vandmiljøplanens mål. Den

største reduktion i fosforudledningen fandt sted i perioden 1986-1990, hvilket medførte et signifikant fald i fosfor- og klorofylkoncentrationerne og en stigning i sigtddybden. Denne tilstand blev midlertidigt afbrudt af en stigning i næringsstofftilførslerne i de nedbørsrige år 1994 og 1995. I august 1997 blev Inderfjorden ramt af et kraftigt iltsvind i hele vandsøjlen, som medførte store frigivelser af svovlbrinte. Hovedparten af bunddyrene og fiskebestanden i Inderfjorden døde, ålegræsset blev skadet, og fytoplanktonet forsvandt i en periode. Den grundlæggende årsag til det kraftige iltsvind var de store næringssalttilførsler kombineret med et generelt lavt vandskifte. I juli-august 1997 blev det normale iltsvind forværret af høje temperaturer og vindstille vejr i flere uger, og et kraftigt regnvejr i slutningen af juli medførte en ekstra tilførsel af næringsstoffer til algerne i fjorden.

Målsætningen om et svagt til upåvirket plante- og dyreliv er langt fra opfyldt i Mariager Fjord. Der forekommer stadig kraftige algeopblomstringer og masseforekomster af søsalat, ålegræssets dybdeudbredelse er begrænset af algevækst, og hovedparten af bundfaunaen i Inderfjorden døde som følge af det kraftige iltsvind i august-september 1997. Den fortsatte påvirkning af plante- og dyrelivet skyldes primært den lokale tilførsel af næringsstoffer fra land kombineret med et begrænset vandskifte med Kattegat. Tilførsler af næringsstoffer fra Kattegat havde kun mindre betydning. En forbedring af miljøtilstanden vil kræve en markant reduktion i tilførslen af næringsstoffer fra land.

11.1.6 Randers Fjord

Selvom 1997 som 1996 havde lav afstrømning og tilførsel af næringsstoffer til fjorden, kan der ikke konstateres et signifikant fald i kvælstofkoncentrationerne, mens fosforkoncentrationerne er faldet til ca. 50% af niveauet i 1989. Dette har ikke haft nogen målbar virkning på fjordens biologiske miljøtilstand. Både bundfaunaen og bundvegetationen er stærkt forureningspåvirket, og der er ingen tendenser i retning af en forbedring af disse forhold. Randers Fjord har generel målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv, men ligger stadig langt fra denne målsætning.

11.1.7 Århus Bugt

Tilførslerne af kvælstof og fosfor til Århus Bugt er faldet signifikant i perioden 1978-97 med et markant skifte i 1989-90 og et minimum i 1996-97. I de to sidstnævnte år har Vandmiljøplanens mål om en 50% reduktion i kvælstofudledningen og en 80% reduktion i fosforudledningen været opfyldt. For fosfors vedkommende har målet været opfyldt siden 1991 pga. forbedret spildevandsrensning, for kvælstof er den lave afstrømning i 1996-97 hovedårsagen. I perioden 1989-97 er der i Århus Bugt observeret et signifikant fald i fosforkoncentration, primærproduktionen, klorofylkoncentration og kulstofbiomasse med minimum i 1996 og 1997, samt en signifikant stigning i sigtddybden med maksimum i 1997. Ålegræssets middeldybdegrænse blev i perioden 1995-97 forøget med ca. 1 m til ca. 6 m. I Kalø Vig er sigtddybde og ålegræssets dybdeudbredelse uændret. I august til medio september 1997 var iltkoncentrationen i Århus Bugt usædvanligt høj,

men der forekom et kortvarigt iltsvind omkring 1. oktober. Der er ikke signifikante ændringer i de minimale iltkoncentrationer i perioden 1986-97. Bundfaunaen i den centrale Århus Bugt blev i efteråret markant reduceret som følge af masseopblomstring af giftalgen *Gyrodinium aureolum*. Muslingerne blev voldsomt reduceret, men også børsteorme og pighuder blev påvirket.

Målsætningen om et svagt til upåvirket plante- og dyreliv er endnu ikke opfyldt i Århus Bugt området. Der forekommer fortsat kraftige algeopblomstringer, bundvegetationens dybdeudbredelse er stadig langt fra målsætningen, og bundfaunaens forekomst er fortsat påvirket af eutrofiering. Påvirkningen skyldes primært tilførsler af kvælstof, men også fosfor fra dyrkede arealer. Desuden tilføres nærings-salte fra sedimentet, de tilgrænsende farvande og atmosfæren. Den lave afstrømning i 1996 og 1997 viser, at forholdene i de frie vandmasser og bundvegetationen reagerer hurtigt på ændringer i næringsstofftilførslen.

11.1.8 Horsens, Vejle og Kolding fjorde

Næringsstofftilførslen var i 1997 som i 1996 lav i forhold til tidligere år pga. lav afstrømning og udbygning af spildevandsrensningen. Sidstnævnte har medført en væsentlig lavere tilførsel af både kvælstof og fosfor i sommerperioden, hvor tilførslen via vandløb er lille. Næringsstoffkoncentrationerne var generelt lave hele året i alle tre fjorde. En undtagelse sås i august i Vejle og Horsens fjorde som følge af intern næringssaltfrigivelse fra sedimentet. Fytoplanktonets klorofyl og kulstofbiomasse var lav, og i Vejle Fjord er klorofylkoncentrationen om sommeren faldet signifikant fra 1988 til 1997. Ålegræsvegetationen har øget dybdeudbredelsen. I sommerperioden var der relativt store forekomster af løstdrivende grønalger, men der blev i 1997 kun konstateret få epifytiske alger. Muslingebankerne var reduceret i Vejle Inderfjord og Horsens Fjord. Iltforholdene var i 1997 generelt gode i Horsens og Kolding fjorde, samt Vejle Inderfjord. I Vejle Yderfjord var iltindholdet lavt fra ultimo juli til primo oktober, men bundfaunaen syntes ikke væsentligt påvirket. Målsætningen om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv er ikke opfyldt i de tre fjorde, selvom det pelagiske system hurtigt har udvist en positiv respons på den lave afstrømning og næringssalttilførsel i 1996-97.

11.1.9 Sønderjyske fjorde

Tilførslen af kvælstof og fosfor var væsentligt reduceret i 1996 og 1997, og fosforudledningen er faldet signifikant til Haderslev, Åbenrå og Flensborg fjorde. Den lave næringsstofftilførsel medførte, at en lang række især pelagiske miljøindikatorer viste positiv fremgang i de sønderjyske fjorde. Koncentrationerne af nærings-salte var generelt lave, og fosforkoncentrationerne udviste signifikante fald i Haderslev, Augustenborg og Flensborg fjorde. Sigtdybden var høj i 1997 undtagen i Als Fjord, og udviste en signifikant stigning i Haderslev, Åbenrå og Flensborg fjorde. Fytoplanktonets klorofylbiomasse var generelt under middel og faldet signifikant i Genner, Åbenrå, Augustenborg og Flensborg fjorde i forskellige sæsoner på nogle stationer, og primærproduktion udviste signifikante fald i Genner, Åbenrå og Augustenborg fjorde, samt i Flensborg Inderfjord. Iltsvind optrådte i

1997 ikke i Haderslev og Genner fjorde. I Åbenrå Fjord var der iltsvind fra ultimo juli til medio september, i den dybe del under 2 mg/l i august. Også i Als Fjord var der kraftigt iltsvind i august, mens der i Augustenborg Fjord kun kortvarigt optrådte iltsvind. I Flensborg Inderfjord var der iltsvind/kraftigt iltsvind fra primo juli til ultimo september og i Yderfjorden i august-september. Målsætningerne for fjordene kan endnu ikke anses for at være opfyldt, idet dette bl.a. kræver en øget og mere permanent udbredelse af bundvegetation, samt stabile og artsrige bunddyrsamfund.

11.1.10 Odense Fjord

Den lave afstrømning afspejledes i lave vinterkoncentrationer af uorganiske næringssalte i fjorden i 1997. Den varme sensommer medførte stærkt forøgede fosforkoncentrationer pga. intern næringssaltfrigivelse fra sedimentet, selvom der ikke registreredes iltsvind. Den forøgede næringsstofpulje i sommerens løb gav i sensommeren anledning til forøget fytoplanktonproduktion og vækst af søsalat, der opnåede større dækningsgrad end i de foregående år. Fytoplanktonproduktionen var større end de to foregående år, alligevel er der i den ydre del af fjorden sket et signifikant fald i produktionen over en tyveårig periode, sammenfaldende med en signifikant nedgang i koncentrationen af fosfor og ammonium pga. forbedret spildevandsrensning. Odense Fjord er fortsat eutrofieret og opfylder ikke målsætningen som et område, der skal være egnet som fiskevand for lyst- og/eller erhvervsfiskeri, og hvor de naturlige betingelser er tilstede som gyde- og opvækstområde for fisk, tillige med skærpet målsætning i det nordvestlige hjørne som referenceområde for naturvidenskabelige studier. Målsætningen kan først forventes opfyldt, hvis den lave næringsstoffafstrømning bibeholdes, samtidigt med at de interne næringsstofpuljer efterhånden reduceres til et niveau, der ikke giver anledning til væsentlige udslag i det biologiske system som bl.a. øget vækst af fytoplankton og søsalat.

11.1.11 Kertinge Nor/Kerteminde Fjord

Næringsstofftilførslen til Kertinge Nor har været væsentlig reduceret siden 1990. Den lave afstrømning afspejles vinteren 1997 i lave koncentrationer af uorganiske næringssalte, især nitrat. Iltsvind observeredes ikke i den varme sensommer, men hvide svovlbakterier og omfattende reduktion i bundvegetationen indikerer, at der har forekommet anoxiske forhold nær sedimentoverfladen, ligesom det høje ammoniumindhold og forøget fosforkoncentration i august. Der er sket en tilbagegang af de iltsvindsfølsomme krebsdyr og fremgang for mere robuste børsteorme. Trods den væsentlige reduktion i næringsstofftilførslen er noret fortsat et ustabil system, og Kertinge Nors målsætning som naturvidenskabeligt referenceområde er ikke opfyldt. Dette kan først ske ved en vedvarende reduktion i næringsstofftilførslen fra diffuse kilder, samtidigt med at næringssaltpuljerne i sedimentet nedbringes.

11.1.12 Det sydfynske Øhav, lavvandede dele

Den lave næringsstofftilførsel i 1997 skyldtes ligesom i 1996 dels spildevandsrensning/afskæring, dels en lille afstrømning. Den lave næ-

ringsstofftilførsel afspejles i lave vinterkoncentrationer af nærings-salte i både den åbne del af Det sydfynske Øhav og i de tilgrænsende fjordområder Lindelse Nor og Nakkebølle Fjord. I sommerperioden steg imidlertid næringssaltkoncentrationerne, sandsynligvis pga. frigivelse fra sedimentet i den rekordvarme og stille sensommer. Fytoplanktonets årsproduktion var ligesom i 1996 lav, selvom der i flere nærliggende farvandsområder blev konstateret masseopblomstring af den potentielt giftige furealge *Prorocentrum minimum*. Iltforholdene var generelt gode, undtagen i august, hvor vandtemperaturen steg til næsten 25°C, og hvor der flere steder blev observeret udvikling af purpur- eller hvide svovlbakterier, samt bundfaunadød på lavt vand. Ålegræssets udbredelse var uændret eller tiltagende på trods af den varme sommer, og trådalgeforekomsterne var mindre end i 1996. Indsatsen over for tidligere dominerende punktkilder har medført forbedringer i lokalområderne, bl.a. Svendborg Sund og Nakkebølle Fjord. På trods af de konstaterede bedre miljøforhold i 1997 kan målsætningen for Det sydfynske Øhav som naturvidenskabeligt referenceområde stadig ikke anses for opfyldt, henset bl.a. til udvikling af lokale iltsvind og bundfaunadød. Målsætningen kan først forventes opfyldt, hvis den lave næringsstofftilførsel bibeholdes, samtidigt med at de interne næringsstofpuljer reduceres.

11.1.13 Øvrige fynske fjorde og nor

I Helnæs Bugt, Holckenhavn Fjord, Bredningen og Tryggelev/Salme Nor medførte den lave afstrømning i 1997 generelt lave vinterkoncentrationer af uorganiske næringsalte. I alle områder, observeres markant forhøjede fosforkoncentrationer om sommeren, i Bredningen dog normalt niveau. I Tryggelev/Salme Nor var koncentrationen allerede høj om foråret, stigende til rekord højt niveau om sommeren. De høje fosforkoncentrationer observeredes sammenfaldende med iltsvind i Helnæs Bugt og Tryggelev/Salme Nor og indikationer på iltsvind i Bredningen. I Helnæs Bugt udvikledes svovlbrinte, og bundvegetationen blev reduceret. De høje fosforkoncentrationer indikerer kraftig intern frigivelse af uorganiske næringsalte fra sedimentet, med fosfat i en sådan grad, at det opbygger en høj koncentration i vandfasen. Den interne frigivelse medførte høj primærproduktion, og årsproduktionen adskilte sig ikke fra tidligere år, selvom primærproduktionen om foråret var relativt lav i Helnæs Bugt og Holckenhavn Fjord svarende til den lave eksterne næringsstofftilførsel. Den interne frigivelse medførte også øget forekomst af søsalat i Holckenhavn Fjord og Bredningen. Områderne er fortsat eutrofiere-de og opfylder ikke målsætningerne som fiskevand og gyde og opvækstområde for fisk i Helnæs Bugt og Holckenhavn Fjord, og som naturvidenskabeligt referenceområde i Bredningen og Tryggelev/Salme Nor. Målsætningerne kan først forventes opfyldt ved en vedvarende reduktion af næringsstofftilførslerne fra diffuse kilder, samtidigt med at de interne næringsstofpuljer nedbringes.

11.1.14 Isefjord

Kvælstofftilførslen til Isefjord har været stigende 1989-94 og derefter faldende svarende til afstrømningen, mens fosfortilførslen har været faldende i hele perioden 1989-97 pga. af udbygning af spildevands-

rensningen. Da vandudvekslingen med Kattegat er lille, er kvælstofkoncentrationen væsentligt højere inde i fjorden. Der ses ingen generel udvikling i kvælstofkoncentrationerne, mens fosforkoncentrationerne er faldende, men der kan generelt ikke observeres ændret miljøtilstand, da primærproduktionen om sommeren er kvælstofbe-grænset. I 1990'erne har primærproduktionen været høj pga. intern frigivelse fra sedimentet, især i forbindelse med iltsvind. Der er i de senere år observeret masseforekomster af den potentielt giftige fure-alge *Prorocentrum minimum*, dog uden at forårsage skadevirkninger. Udbredte iltsvind i 1994 og 1995 medførte, at en stor del af blåmus-lingebestanden og fisk, især ålekvabber, døde. I 1996 var iltforholde- ne gode, men igen i 1997 optrådte alvorligt iltsvind i hele fjorden med bundfaunadød til følge. Bundvegetationen er generelt uændret i 1990'erne og præget af eutrofiering. Ålegræsbestandene virker usta- bile med varierende dybdegrænse fra år til år, og enårige trådalger dækker store dele af bunden fra 1 m til 5-6 m dybde. Miljøtilstanden er dårligst inderst i fjorden. Målsætningen for Isefjord er for største- delen et krav om upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyre- liv. Denne målsætning er ikke opfyldt, hovedsageligt pga. den domi- nerende forekomst af enårige alger, tilslamning af havbunden og gentagne iltsvind. I forbindelse med den afstrømningsbetingede lave næringsstofftilførsel i 1996 og 1997, hvor 1997 opfyldte recipientkva- litetsplanens krav, sås en umiddelbar positiv respons i mange miljø- parametre på den lave næringsstofftilførsel. Opfyldelse af målsætning- en forudsætter en fortsat lav tilførsel fra diffuse kilder.

11.1.15 Roskilde Fjord

1997 blev ligesom 1996 et år med ringe næringsstofftilførsel, som i de indre dele af fjorden resulterede i meget små planktonforekomster og meget klart vand det meste af året. En observeret sommersigt dybde på ca. 4 m giver mulighed for en øget forekomst af ålegræs, som dog ikke blev registreret i 1997. I forhold til målsætningen om "sluttede bestande af ålegræs med stor dybdeudbredelse i hele den indre del af fjorden" er denne ikke opfyldt, men hvis den gode sigt dybde, der er målt de sidste par år fortsætter, vil målsætningen sandsynligvis kun- ne opfyldes inden for en rimelig tidshorisont. I den nordlige del af fjorden blev der ikke, som i den sydlige del, registreret væsentligt bedre forhold end tidligere. Målsætningen om en sommersigt dybde på over 5 m blev ikke opfyldt, idet den i 1997 var 4,5 m, ligesom kra- vet om ålegræssets dybdeudbredelse til over 4 m ikke var opfyldt, idet dybdeudbredelsen i 1997 var 3,5 m. Dermed kan Roskilde Fjord ikke leve op til de nugældende målsætninger, selvom der registrere- des klare tegn på forbedringer, specielt i den sydlige del af fjorden, hvor den eksterne tilførsel tidligere var størst, og hvor Vandmiljø- planens krav til rensningsanlæggenes udledning dermed har medført størst reduktion i udledningen.

11.1.16 Fjorde i Storstrøms Amt

Vinterniveauerne af kvælstof og fosfor i fjordene følger generelt de lave tilførsler fra land de sidste to år, hvor de laveste vinterkonc- entrationer af næringssalte i perioden 1989-97 er registreret. Sommer- koncentrationerne var derimod på samme niveau som i perioden 1989-97. Den lave næringssalttilførsel fra land de sidste to år har

gavnet miljøtilstanden i amtets fjordområder. Således viser 4 ud af 8 undersøgte fjordområder tegn på miljøfremgang, fx større udbredelse af ålegræs bevokset med færre epifyter, og tilbagegang for eutrofiingsbetingede løstliggende trådalger og søsalat. I forhold til den generelle målsætning vurderes det, at størstedelen af amtets fjordområder stadig ikke opfylder kravet om sluttede bestande af ålegræs med stor dybdeudbredelse, samt vertikal zonerings og stor dybdeudbredelse af makroalger. En del af amtets fjorde er dog meget lavvandede, og i mange af disse fjorde findes alger også i de dybeste områder. Med hensyn til næringssalte vurderes det, at den generelle målsætning i 1997 var opfyldt for amtets fjordområder.

11.2 Sammenfatning

Tilstand i 1997

Den generelt færdigudbyggede spildevandsrensning og den meget lave ferskvandsafstrømning og dermed næringsstofftilførsel fra diffuse kilder i 1996 og 1997 medførte meget lave næringsstoffudledninger. Næringsstofftilførslen til nogle fjordområder opfyldte i 1997 Vandmiljøplanens krav om 50% og 80% reduktion i henholdsvis kvælstof- og fosforudledningen. Dette afspejledes generelt i lave næringsstoffkoncentrationer i fjordområderne vinter, forår og begyndelsen af sommeren, hvorefter især fosforkoncentrationerne steg i mange områder pga. intern frigivelse fra fjordenes sediment, forstærket af den usædvanligt varme sensommer, stille vejr og udbredte iltsvind. Det pelagiske system og makrofyterne responderede i første halvdel af året i de fleste områder på den lavere næringsstofftilgængelighed med mindre fytoplankton og primærproduktion, større sigtdybde og dybdeudbredelse af makrofyter og færre enårige makroalger. Den interne frigivelse sidst på sommeren medførte i mange områder en kraftig opblomstring af fytoplankton og enårige makroalger, så fytoplanktonets årsproduktion ikke blev mindre end tidligere år. Bundfaunaen gik tilbage i mange områder pga. af de udbredte iltsvind.

Tilstand i forhold til målsætninger

Trods den lave næringsstofftilførsel og positive udvikling i en række især pelagiske miljøindikatorer opfylder ingen af fjordområderne de i recipientkvalitetsplanerne fastsatte målsætninger. I enkelte fjorde er enkelte kriterier opfyldt eller tæt på at være opfyldt i 1997, fx sigtdybde i Ringkøbing og Roskilde fjorde og næringsstoffkoncentrationer i Storstrøms Amts fjorde. Den manglende opfyldelse af målsætningskriterierne skyldes generelt næringsstofftilførsler fra land og interne puljer i sedimentet, masseforekomster af fytoplankton og enårige makroalger, reduceret dybdeudbredelse af makrofyter, tilbagevendende iltsvind og reduceret bundfauna. Opfyldelse af målsætningerne forudsætter en permanent lav næringsstoffudledning. Reduktionsmålene for spildevand er generelt opfyldt, men den lave næringsstofftilførsel fra diffuse kilder i 1996 og 1997 skyldes hovedsageligt ringe nedbør og afstrømning. Målsætningerne kan først forventes opfyldt ved en vedvarende reduktion i de diffuse kilder, samtidigt med at de interne næringsstoffpuljer i sedimentet efterhånden reduceres.

12 Opsummering

Denne rapport beskriver resultaterne af analyser af miljødata fra de åbne danske farvande. Data er først og fremmest indsamlet i perioden 1989-97 under Vandmiljøplanens overvågningsprogram, men der indgår også tidsserier tilbage til midten af 1970'erne, samt data fra vore nabolande. Analyserne har sigtet på at belyse og kvantificere generelle sammenhænge mellem menneskeskabte påvirkninger i form af udledning af næringsstoffer og miljøforholdene i de åbne danske farvande.

Karakteristik af de åbne farvande

De åbne farvande er opdelt i forskellige bassiner baseret på naturlige forskelle i hydrografi, og de enkelte farvandsområders areal i forskellige dybdeniveauer og volumen under forskellige dybdeniveauer er beregnet. Sæsonvariationen i middelsaliniteten i overflade- og bundlag for perioden 1975-97 er præsenteret for forskellige dele af de indre farvande. Til brug for analyser af årsagssammenhænge mellem fysiske variable og kemisk/biologiske variable er kvartalsvise middelværdier af vandudvekslingen (volumenstrøm) med Østersøen og vindblandingen beregnet for perioden 1975-97. Ligeledes er afvigelserne fra middelloverflade- og bundvandstemperatur i de indre farvande beregnet i de enkelte år 1975-97. Fra slutningen af 1980'erne til 1997 steg maksimum temperaturen i overfladen generelt, mens bundvandstemperaturen faldt frem til 1996.

Lave tilførsler til de marine kystafsnit i 1997 og beskedne sæsonvariation

Tilførslen af ferskvand, kvælstof, fosfor og organisk stof via vandløb og direkte spildevandsudledninger fra Danmark var i 1997 5-10% højere end de meget lave tilførsler i 1996 og dermed de næst mindste i de ni overvågningsår. Der blev tilført 8.900 millioner m³ ferskvand, 50.100 tons kvælstof, 1.850 tons fosfor og 32.500 tons BOD₅. Det var især i første kvartal af 1997, at tilførslerne til de marine kystafsnit var lave, og tilførslerne udviste kun en beskedne sæsonvariation.

Kilder til tilførslen til de marine kystafsnit

Den diffuse afstrømning er hovedkilden (godt 80% i 1997) til kvælstoftilførslen til de marine kystafsnit, mens spildevandsudledninger stadig er hovedkilden (knap 80% i 1997) til fosfortilførslen.

Udviklingstendenser i tilførslerne i perioden 1989-97

Der har været en meget markant reduktion i de samlede tilførsler med spildevand fra slutningen af 1980'erne til 1997, nemlig 65% for kvælstof, 85% for fosfor og 65% for BOD₅. En test for udviklingstendenser viser også et signifikant fald i de samlede udledninger til de marine kystafsnit for fosfor (næsten 80%), men ikke for kvælstof i perioden 1989 til 1997. Der kan ikke påvises noget signifikant fald i den samlede diffuse afstrømning (inklusive tilførslen fra spredt bebyggelse) af hverken kvælstof eller fosfor, men der er en tendens til fald for kvælstof. For de 9 første ordens kystafsnit har der været et signifikant fald i den diffuse kvælstofafstrømning til Storebælt og til det sydlige Bælthav, som er oplande præget af planteavl, og i den diffuse tilførsel til Lillebælt og Øresund, hvilket kan skyldes reduktion i udledninger fra spredt bebyggelse. Overordnet skønnes den afstrømningskorrigerede udledning af kvælstof fra Danmark til de danske farvande at være reduceret ca. 15% i forhold til middel for perioden 1981-88. Dette skyldes primært forbedret spildevandsrens-

ning, men i mindre grad også landbrugets bedre udnyttelse af husdyrgødning og reduceret brug af handelsgødning.

Tilbageholdelse af næringsstoffer i fjorde

Det har længe været erkendt, at omsætning af næringsstoffer i fjordområder med lang opholdstid har stor betydning for den aktuelle tilførsel til åbne farvande, og at denne proces er vanskelig at beregne. Tilbageholdelsen af kvælstof i Limfjorden, Ringkøbing, Nissum og Mariager fjorde udgjorde i gennemsnit for perioden 1990-96 ca. 40% af tilførslen fra land til fjordene, mens fjordene eksporterede omtrent dobbelt så meget fosfor, som de fik tilført fra land. Fjordenes tilbageholdelse og frigivelse af næringssalte er her for første gang indregnet i næringsstofftilførslen til Nordsøen og Kattegat.

Udvikling i den samlede næringsstofftilførsel 1990-96

Den samlede årstilførsel af fosfor fra Danmark, Sverige og Tyskland er faldet signifikant i perioden 1990-96 til alle åbne danske farvande, undtagen til Kattegat. Årsagen til den manglende reduktion i fosfortilførslen til Kattegat, trods udbygning af spildevandsrensningen, er eksport fra fjordenes sedimentpuljer, samt at Sverige allerede i 1970'erne reducerede udledningen af fosfor. Der er en faldende tendens i den samlede landbaserede kvælstofftilførsel i perioden 1990-96, undtagen til Kattegat, men ændringerne er ikke signifikante. Udviklingen i kvælstofftilførslen påvirkes stærkt af den lave afstrømning i 1996. Kvælstofdepositionen fra atmosfæren viser en faldende tendens pga. faldende emissioner i Europa.

Sæsonvariationerne i næringsstofftilførsler

Sæsonvariationen i næringsstofftilførslen har stor betydning for effekten på miljøtilstanden. Derfor er der ud fra de bedst tilgængelige data for første gang beregnet en månedlig tilførsel for perioden 1990-96 til Kattegat, Bælthavet og Øresund fra både Danmark, Sverige, Tyskland og atmosfæren. Da tilførslen fra land er størst om vinteren og atmosfæredepositionen mere jævnt fordelt over året, er kvælstofdepositionen fra atmosfæren i perioden maj-september i Kattegat af samme størrelse eller større end landtilførslen, og i Bælthavet 1,6 gange større, mens den i det arealmæssigt mindre Øresund er ca. 1/4 af landtilførslen. I nogle sommermåneder overstiger atmosfæredepositionen landtilførslen med en faktor 1,5-3 i Kattegat og 2-6 i Bælthavet. Atmosfæredepositionen af kvælstof får derved stor betydning i sommerperioden for primærproduktionen, hvor denne i de åbne farvande er altovervejende kvælstofbegrænset.

Ferskvandsafstrømning-næringsstofftilførsel fra land

Ferskvandsafstrømningen forklarer langt det meste (>80%) af variationen i kvælstofftilførslerne på månedsbasis fra land til Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1990-96. Da der ikke er sket væsentlige ændringer i de dominerende diffuse kilder, kan afstrømningen derfor anvendes som indeks for sæsonvariationerne i kvælstofftilførslen for perioden fra midt i 1970'erne til 1990'erne. Afstrømningens forklaring af fosfortilførslen er ringere (54-66%). den er dog signifikant for Kattegat og Bælthavet, men ikke for Øresund pga. væsentlige indgreb overfor de dominerende punktkilder i Øresundsområdet. Afstrømningen kan derfor af mangel på udledningsdata også anvendes som indeks for variationer i fosfortilførslen, undtagen i Øresund.

Næringsstoffkoncentrationer

Næringsstoffkoncentrationerne i overfladelaget i de danske farvande udviser store variationer i tid og rum og fra år til år. Generelt er de uorganiske næringsstoffkoncentrationer høje om vinteren (januar-

februar) og meget lave i foråret (april-maj). Koncentrationen af nitrat+nitrit forbliver lav frem til oktober, mens koncentrationen af fosfat og især silikat ofte stiger hen over sommeren.

Næringsstoffer i Vesterhavet

Koncentrationen af nitrat+nitrit og silikat i Vesterhavet følger i vintermånederne overvejende en blandingslinje for to vandmasser. Disse to vandmasser er Tyske Bugt vand med lav salinitet og høj næringsstofkoncentration og Nordsøvand med høj salinitet og lav næringsstofkoncentration. Ti procent (eller mindre) af næringssaltmængden langs Vestkysten kan antages at have sin oprindelse i dansk landbaseret udledning.

Næringsstoffer i de indre farvande

Der er signifikante forskelle både vinter og sommer i koncentrationerne af næringssalte mellem stationer langs salinitetsgradienten fra Arkona Havet gennem de indre farvande til Skagerrak.

Variationerne i Østersøens vinter-næringssaltkoncentrationer viser sig i de indre danske farvande, idet der er en positiv korrelation imellem næringssaltkoncentrationen i Østersø vandet og næringssaltkoncentrationen i de indre farvande. Der er ingen tilsvarende korrelation til næringssaltkoncentrationerne i det salte Kattegatvand (Skagerrakvand). Analysen bekræfter således hypotesen om, at næringssaltkoncentrationerne i de indre farvande delvist fastlægges af koncentrationsniveauerne i Østersø vandet. Denne samvariation imellem koncentrationsniveauerne i Østersøen og i de indre danske farvande er fjernet i estimatet af den lokale næringssaltoverkoncentration.

Lokal overkoncentration betinget af lokal tilførsel

Den lokale overkoncentration af nitrat+nitrit er positivt korreleret til kvælstoftilførslen og ferskvandsafstrømningen til de indre danske farvande. Den lokale overkoncentration af fosfat er positivt korreleret til fosfortilførslen, men ikke til ferskvandsafstrømningen. Korrelationsanalysen bekræfter således hypotesen om, at den lokale overkoncentration af næringssalte i de indre danske farvande fastlægges af kvælstof- og fosfortilførslen til de indre farvande.

Langtidsudvikling i næringsstofkoncentrationer

Analyser af udviklingen i vinter- og sommerkoncentrationer af næringsstoffer i overfladen i de indre åbne farvande i perioden 1989-97 viser et entydigt signifikant fald i fosforkoncentrationerne. Der er i samme periode en faldende tendens i kvælstofkoncentrationerne, især ammonium og total-kvælstof. Endelig er silikatkoncentrationerne faldet over en længere periode end 1989-97.

Næringssaltbegrænsning

Kvælstof er det meste af tiden det mest potentielt begrænsende næringssalt for primærproduktionen i de indre danske farvande. Der har været få perioder, især om foråret, med potentiel fosforbegrænsning, ligesom der har været perioder med silikatbegrænsning af kiselalgeproduktionen.

Primærproduktion

Samlet viser trendanalyser en klar nedgang i primærproduktionen over tid i alle de indre farvande fra det nordlige Kattegat til Arkona Bassinet. Kun i Nordsøen er der ingen nedgang at spore. Nedgangen er mest markant, når man ser på hele perioden fra 1970erne til 1997, men der er også sket et signifikant fald i perioden fra starten af vandmiljøplanen (VMP I) i 1989 og til 1997.

Analysen viser, at årsagen til nedgangen er en lavere produktionskapacitet hos cellerne (nedgang i PPI). Denne modsvares til en vis grad af en højere klorofylkoncentration, således at arealproduktionen ikke falder helt så meget som PPI. Årsagen til nedgangen i PPI kan ikke fastlægges med sikkerhed ved denne analyse, men det er nærliggende at koble den til de generelt faldende koncentrationer af uorganisk fosfor og kvælstof.

Klorofyl

Udviklingen i klorofylkoncentrationen afviger fra primærproduktionen, især i sommermånederne, hvor der ses et fald i produktionen, men stigende niveauer af klorofyl. Det kan sandsynligvis forklares med faldende græsningstryk, idet biomassen af zooplankton er faldet.

Samlet udvikling i pelagisk biologi

Samlet viser analyserne af udviklingen i fyto- og zooplanktonbiomassen, klorofylkoncentrationen og primærproduktionen en klar nedgang i den biologiske aktivitet i de frie vandmasser.

Der er sket et fald i koncentrationerne af både opløst uorganisk fosfor og kvælstof. Sideløbende er primærproduktionen faldet signifikant. Parallelt med reduktionen i primærproduktionen er der ligeledes observeret et fald i fytoplanktonets kulstofbiomasse set over hele perioden 1979-97. Klorofylkoncentrationen stiger fra et lavt niveau i 1980'erne til et højere niveau mellem 1989 og 1993. Efter 1993 er der en svag nedgang. Kvalitativt har sammensætningen af fytoplanktonsamfundet også ændret sig, idet nanoflagellaternes andel af den totale fytoplankton biomasse er omkring 60% frem til 1989 og efter 1993. I perioden 1989 til 1993 er niveauet markant lavere, omkring 30%. Zooplankton biomassen udviser et fald set over perioden 1983-96, men hovedparten af nedgangen sker før 1989.

Skadelige/giftige planktonalger

I danske farvande kendes 22 skadelige arter/slægter. Hovedparten af disse producerer toksiner. Langt hovedparten af arterne er "opdaget" inden for de seneste 20 år. Dette skyldes i høj grad den øgede opmærksomhed på miljøets tilstand. Reelle forandringer i fytoplanktonsamfundet har sandsynligvis også haft betydning, bl.a. er der i dag større risiko for spredning af arter mellem verdensdelene pga. skibstrafik. En øget eutrofiering i forhold til starten af århundredet har ligeledes øget sandsynligheden for, at de toksiske - såvel som andre - arter danner opblomstring.

De skadelige/giftige fytoplanktonarter tilhører dinoflagellaterne, cyanobakterierne, kiselalgerne og en række andre algeklasser, der består af små nanoflagellater. Mange dinoflagellater, cyanobakterierne og kiselalgeslægten *Pseudonitzschia* producerer humantoksiske giftstoffer. Nanoflagellaternes toksiner medfører massedød af fisk og bunddyr, mens der ikke er observeret effekter på mennesker ved forekomster i danske farvande. Det er karakteristisk for disse arter, at de skal forekomme i stort antal, før de har skadelige effekter.

Masseopblomstringer af planktonalger

Udviklingen i forekomsten af (giftige) algeopblomstringer kan ikke analyseres på basis af de danske registreringer, dels fordi tidsserierne er for korte, dels fordi dataindsamlingen ikke er rettet mod analyser af opblomstringer. Masseopblomstringer af fytoplanktonalger er et naturligt fænomen, men en afgørende forudsætning for opblom-

stringerne er høj tilførsel af næringsstoffer, og da næringsstofftilførslen er øget kraftigt siden 1950'erne, formodes frekvensen af algeopblomstringer ligeledes at være øget.

Oplomstringer i 1997

Vejrmæssige og hydrografiske forhold har en afgørende effekt på risikoen for dannelse af oplomstringer. Under de ekstreme vejrforhold i 1997 forekom 2 store oplomstringer i åbne danske farvande. I august dannede cyanobakterier oplomstring fra Østersøen til Kattegat, og i september forekom *Gyrodinium aureolum* i meget høje koncentrationer i det sydvestlige Kattegat samt Lillebælt og Storebælt. Oplomstringerne i august var betinget af markant udstrømning fra Østersøen, lav vindenergi/lille blanding samt høje vandtemperaturer. Oplomstringen i september skyldes en kraftig indstrømning af salt bundvand som følge af skift i vejrforholdene og deraf følgende opblanding af næringsrigt bundvand. Oplomstringen af cyanobakterier gav ophav til ildebefindende og udslæt hos mennesker. *Gyrodinium* oplomstringen medførte massedød hos bunddyr. Ved nedbrydningen af de sedimenterede alger opstod der iltsvind, som sandsynligvis var medvirkende årsag til en efterfølgende stigning i næringsaltkoncentrationerne.

Sæsonvariation i iltindhold

De målte iltkoncentrationer i bundvandet i et lagdelt farvand er resultatet af iltforbrug ved nedbrydning af organisk stof og ilttilførsel fra overfladen eller ved udskiftning af bundvandet. Iltindholdet er højt om vinteren, hvor forbruget er lavt og tilførslen stor. Efter sedimentationen af forårsopblomstringen falder iltindholdet til et minimum i august-oktober.

Iltforhold i 1997

I 1997 var iltforholdene ligesom i 1996 relativt gode i de åbne farvande, og sammenfaldende med en lav tilførsel af næringssalte forårsaget af lav ferskvandsafstrømning og udbygget spildevandsrensning, og dermed en relativt lavere primærproduktion og et lavere iltforbrug.

Udvikling i iltindhold

Trend analyser af udviklingen i iltindholdet i sensommer-efterår viser et fald fra 1970'erne til slutningen af 1980'erne. I det sydlige Kattegat og Øresund er der observeret en signifikant stigning i perioden 1989-97 i efterårets iltkoncentration, mens dette ikke er tilfældet i det sydlige Bælthav. I forårsperioden er iltindholdet steget signifikant i Bælthavet i perioden 1989-97. Modelberegninger viser, at en vedvarende reduktion i den direkte kvælstoftilførsel til de indre farvande vil forbedre iltforholdene signifikant, men vil ikke forhindre at der stadig kan optræde iltsvind i udsatte områder, især i ugunstige år.

Vindblandingen i efteråret har stor indflydelse på, hvor lave iltkoncentrationerne når at blive i det enkelte år, undtagen i det sydlige Lillebælt.

Reduktion i ålegræs siden 1900

Ved århundredskiftet vekslede ålegræssets dybdegrænse mellem ca. 11 m i de åbne områder og 4 - 4,5 m i fjordene. I dag er dybdeudbredelsen betydeligt mindre - i nogle områder er den halveret, og ålegræssets udbredelsesareal er tilsvarende reduceret. Reduktionerne skyldtes den forøgede næringssaltudledning med deraf forringede lysforhold.

Gennem overvågningsperioden 1989-97 har ålegræssets dybdegrænse i kystområderne som helhed ikke udviklet sig entydigt; i Storebælt faldt dybdegræsen dog signifikant gennem perioden. Den maksimale dybdegrænse har varieret markant fra år til år i de enkelte områder. Mange steder - især i åbne kystområder og i den yderste del af fjordene - steg ålegræssets maksimale dybdegrænse i 1997, og det var ofte nyspirede planter, der udgjorde dybdegræsen.

Variationer i sigtddybden kunne kun forklare 32-36% af variationerne i ålegræssets dybdegrænse gennem overvågningsperioden 1989-97. Andre faktorer spiller derfor også en væsentlig rolle for ålegræssets dybdegrænse. Dels kan epifyter på bladenes overflade reducere lyset, dels kan fysisk eksponering forhindre, at ålegræs etableres. Endelig er muslingefiskeri med skrabende redskaber et alvorligt problem for bundvegetationen i mange kystområder.

Makroalger - kystområder

Gennem overvågningsperioden 1989-97 er der konstateret et signifikant fald i antallet af enårige arter, specielt grønalger, i Lillebælt, ved Vejsnæs på Ærø, i Storebælt (ved Rønnen og Æbelø) samt i Sejerø Bugt. I Lillebælt faldt makroalgernes artsdiversitet gennem overvågningsperioden 1989-97. I Storebælt, Sejerø Bugt og Køge Bugt var der færre eutrofieringsbetingede alger i 1997 end i tidligere år.

Makroalger - stenrev

Makroalgedata fra stenrev i de indre danske farvande med mindst 10% egnet substrat er analyseret for perioden 1990-96 og sammenholdt med fysiske og kemiske faktorer gældende for de enkelte lokaliteter.

Artsrigdommen er beskrevet i et antal dybdeintervaller langs et transekt gående fra Skagerrak til Østersøen. I hvert dybdeinterval falder artsrigdommen til ca. det halve fra nord til syd. Tilsvarende falder artsrigdommen generelt med dybden, specielt på større vanddybder. Disse fordelinger følger ændringer i salinitet og lysintensitet.

I det nordlige og centrale Kattegat er vegetationens generelle dækning steget i 1996 og 1997, mens artsrigdommen er uændret. I det sydlige Kattegat og Bælthavet er vegetationen under springlaget kraftigt påvirket af græsning fra søpindsvin, og her er der ingen tydelige ændringer i vegetationens dækning.

På en enkelt lokalitet ved Vejro er den tidlige udvikling i artssammensætningen studeret i detaljer. Der er ingen trend i variationerne. De ændringer der findes kan tilskrives græsninger fra søpindsvin og settling af blåmuslinger. Sammenfattende er de tidlige variationer små set i forhold til de rummelige variationer, som forekommer i makroalgensamfundene ind gennem de indre danske farvande.

Udvikling i bundfauna

Bundfaunaens individtæthed og biomasse i perioden 1979-1997 viste en høj grad af samvariation mellem 4 stationer med forskellige iltforhold ved bunden.

Artssammensætning målt ved Bray-Curtis indeks viste specielt stor forandring mellem 1980'erne og 1990'erne på 3 af stationerne, og forandringen skete samtidig med en markant forøgelse af den totale individtæthed og af den totale biomasse.

Forandringerne af artssammensætning mellem 1980erne og 1990erne var i vidt omfang forårsaget af forskellige arter på forskellige stationer, hvilket indikerer stor betydning af en ydre faktor. På gruppeniveau viste specielt børsteorme (Polychaeta) en fremgang i 1990erne.

Det generelle mønster for individtæthed, og i vidt omfang også for biomassen, var bimodalt med høje værdier først i 1980erne og først i 1990erne. For individtæthed og biomasse var faldet over den første 5-10 års periode >60%, og stigningen over den efterfølgende periode af samme længde en faktor 3-5 eller mere. Dette mønster er også til stede på flere af amternes overvågningsstationer ligesom på svenske stationer i det nordlige Kattegat.

Iltmangel er ikke den væsentligste regulerende faktor for det observerede bimodale mønster på de 4 analyserede bundfaunastationer. Iltmangel kunne forklare reduktioner af bestanden og forandringer af artssammensætning efter 1988 og 1992 på Arkona-stationen, og efter 1988 på stationen ved Anholt. I andre områder, fx det sydlige Lillebælt, kan iltforholdene have afgørende betydning for udviklingen i bundfaunaen.

Den mest sandsynlige forklaring på det observerede mønster er en kombination af afstrømningsinduceret variation af primærproduktion (og efterfølgende sedimentation af labilt organisk fødemateriale til bunden) og begrænsninger som følge af arternes livshistorier (fx levealder). De tilgængelige data om afstrømning til de danske farvande, og dermed tilførslen af næringsstoffer, giver støtte til en sådan hypotese.

Fjordområder - Tilstand 1997 og udvikling

Den generelt færdigudbyggede spildevandsrensning og den meget lave ferskvandsafstrømning i 1996 og 1997 medførte meget lave næringsstofftilførsler. På grund af den ekstremt lave nedbør og afstrømning opfyldte næringsstofftilførslen til nogle fjordområder i 1997 Vandmiljøplanens krav om 50% og 80% reduktion i henholdsvis kvælstof- og fosforudledningen. Dette afspejledes generelt i lave næringsstoffkoncentrationer i fjordområderne om vinteren, i foråret og i begyndelsen af sommeren, hvorefter især fosforkoncentrationerne steg i mange områder pga. intern frigivelse af næringsstoffer fra fjordenes sedimenter, forstærket af den usædvanligt varme sensommer, stille vejr og udbredte iltsvind. Det pelagiske system responderede i første halvdel af året i de fleste områder på den lavere næringsstofftilgængelighed med mindre fytoplankton og primærproduktion, samt større sigtddybde. Ålegræsset responderede flere steder med forøget dybdeudbredelse, og i nogle områder var der færre enårige makroalger. Den interne frigivelse af næringsstoffer sidst på sommeren medførte i mange områder en kraftig opblomstring af fytoplankton og enårige makroalger, så fytoplanktonets årsproduktion ikke blev mindre end tidligere år. Bundfaunaen gik tilbage i mange områder pga. af de udbredte iltsvind.

Tilstand i fjorde i forhold til målsætninger

Trods den lave tilførsel af næringsstoffer og positive udvikling i en række især pelagiske miljøindikatorer opfylder ingen af fjordområderne de målsætninger, der er fastsat i recipientkvalitetsplanerne. I enkelte fjorde er enkelte kriterier opfyldt eller tæt på at være opfyldt i 1997, fx sigtddybde i Ringkøbing og Roskilde fjorde og næringsstof-

koncentrationer i Storstrøms Amts fjorde. Den manglende opfyldelse af målsætningerne skyldes generelt næringsstofftilførsler fra land og interne puljer i sedimentet, masseforekomster af fytoplankton og enårige makroalger, reduceret dybdeudbredelse af makrofyter, tilbagevendende iltsvind og reduceret artsrigdom af bundfauna. Opfyldelse af målsætningerne forudsætter en permanent lav næringsstoffudledning. Reduktionsmålene for spildevand er generelt opfyldt, men den lave næringsstofftilførsel fra diffuse kilder i 1996 og 1997 skyldes hovedsageligt ringe nedbør og afstrømning. Målsætningerne kan først forventes opfyldt ved en vedvarende reduktion i de diffuse kilder, samtidigt med at de interne næringsstoffpuljer i sedimentet efterhånden reduceres.

*Fremtidig udvikling i
tilførslerne til de marine
kystafsnit*

Det skønnes, at tiltagene i Vandmiljøplan I og II samt øvrige hidtil vedtagne virkemidler overfor landbruget under gennemsnitlige afstrømningsforhold kan reducere den diffuse kvælstofftilførsel fra Danmark i år 2003 til 67-76% af den gennemsnitlige diffuse tilførsel i perioden 1989-97. Der kan ikke gives nogen vurdering af udviklingen i fosfortilførslerne.

13 Konklusion

Udledningen af fosfor fra Danmark til de danske farvande er pga. udbygning af spildevandsrensningen reduceret med næsten 80% siden 1980'erne. Den afstrømningskorrigerede udledning af kvælstof fra Danmark til de danske farvande er reduceret ca. 15% siden 1980'erne. Dette skyldes primært forbedret spildevandsrensning, men også landbrugets bedre udnyttelse af husdyrgødning og reduceret brug af handelsgødning. Den aktuelle kvælstofudledning afhænger af ferskvandsafstrømningen og varierer derfor betydeligt fra år til år. Kvælstofudledningen var således meget lav i de tørre år 1996 og 1997.

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren til de danske farvande viser en faldende tendens i perioden 1989-97, bl.a. forårsaget af ændret landbrugspraksis i en række lande og det økonomiske sammenbrud i Østeuropa. Kvælstofdepositionen udgør i gennemsnit for perioden 1990-96 ca. 42% af kvælstofudledningen fra land til Kattegat og Bælthavet fra Danmark, Sverige og Tyskland. I sommerperioden maj-september er kvælstofdepositionen af samme størrelse eller større end kvælstofudledningen fra land til Kattegat og Bælthavet.

Næringsstofkoncentrationerne, primærproduktionen og planktonbiomassen er generelt faldet i de åbne indre farvande, og iltforholdene er forbedret i perioden 1989-97. Bundvegetationen og bundfaunaen viser ikke en entydig udvikling. I 1997 observeredes dog positive tendenser i bundvegetationens udbredelse.

De danske fjordes miljøtilstand udviste i 1997 et positivt respons på den reducerede næringsstofudledning. Det ekstremt varme og stille vejr i sensommeren medførte dog udbredt iltsvind; især var iltsvindet kraftigt i Mariager Fjord. Ingen af de danske fjordområder opfylder dog de målsætninger, der er fastsat i recipientkvalitetsplanerne.

Det skønnes, at tiltagene i Vandmiljøplan I og II samt øvrige vedtagne virkemidler overfor landbruget kan reducere den diffuse kvælstofudledning fra Danmark i år 2003 til 67-76% af den gennemsnitlige diffuse udledning til farvandene i perioden 1989-97.

Udviklingen i 1996-97 viser, at en lav næringsstofudledning hurtigt forbedrer miljøforholdene i de frie vandmasser, mens det tager længere tid for de flerårige bundplanter og bunddyr at indstille sig på en reduktion i næringsstofudledningerne. En vedvarende forbedring af miljøtilstanden i de danske farvande og opfyldelse af målsætningerne i fjordene kan derfor forventes ved en permanent reduktion i de diffuse kilder.

14 Referencer

- Agger, C., Kaas, H., Knipschildt, F., Brodersen, C., Dahl, K., Rasmussen, B., Jensen, J.N., Krause-Jensen, D. & Christensen, P.B. (1994): Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 177 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 117.
- Agger, C.T. & Ærtebjerg, G. (1996): Longterm development of autumn oxygen concentrations in the Kattegat and Belt Sea area. - Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists: 29-34.
- Andersen, P. (1996): Design and implementering of some harmful algal monitoring systems. - IOC technical series 44; 102pp.
- Andersson, L. & Rydberg, L. (1988): Trends in nutrient and oxygen conditions within the Kattegat: Effects of local nutrient supply. - Estuar. Coast. Shelf Sci. 26: 559-579.
- Andersson, L. & Rydberg, L. (1993): Exchange of water and nutrients between the Skagerrak and the Kattegat. - Estuar. Coast. Shelf Sci. 36: 159-181.
- Austen, M.C., Buchanan, J.B., Hunt, H.G., Josefson, A.B. & Kendall, M.A. (1991): Comparison of long-term trends in benthic and pelagic communities of the North Sea. - J. mar. biol. Ass. U.K. 71: 179-190.
- Babenerd, B. (1991): Increasing oxygen deficiency in Kiel Bay (Western Baltic). A paradigm of progressing coastal eutrophication. - Meeresforschung 33: 121-140.
- Barton, D.R. & Carter, J.C.H. (1982): Shallow-water epilithic invertebrate communities of eastern Georgian Bay, Ontario, relation to exposure to wave action. - Canadian Journal of Zoology 60: 984-993.
- Behrenfeld, M.J. & Falkowski, P.G. (1997): A consumer's guide to phytoplankton primary production models. - Limnol. Oceanogr. 42: 1479-1491.
- Berg, J. & Radech, 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.
- Bjørnsen, P.K. & Nielsen, T.G. (1991): Decimeter heterogeneity in the plankton during a pycnocline bloom of *Gyrodinium aureolum*. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 73: 263-267.
- Blegvad, H. (1935): En epidemisk sygdom i Bændeltagen (*Zostera marina* L.). - Beretning til Ministeriet for Søfart og Fiskeri fra Den danske biologiske Station.

Bonsdorff, E., Blomquist, E.M., Mattila, J. & Norkko, A. (1997): Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the archipelago areas of the northern Baltic Sea. - *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44 (suppl. A): 63-72.

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

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

Clarke, K.R. (1993): Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. - *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.

Cleveland, W.S. (1979): Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. - *J. Am. statist. Ass.* 74: 829-836.

Conley, D.J., Schelske, C.L. & Stoermer, E.F. (1993): Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101: 179-192.

Danmarks Statistik (1998): Tilstanden i havet 1975-97. - *Statistiske efterretninger. Miljø 1998/6:* 1-26.

DHI (1992): MIKE 12. General reference manual. User Manual.

DHI (1995): MIKE 11. A microcomputer based modelling system for rivers and channels. User Manual.

Diaz, R.J. & Rosenberg, R. (1995): Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. - *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 33: 245-303.

Duarte, C.M. (1991): Seagrass depth limits. - *Aquat. Bot.* 40: 363-377.

ENVIROPLAN A/S (1976): Randers Fjord/Alling Å - Samlerapport. Delrapport 5: Randers Fjord - Biologi.

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

Frohn, L., Skov, H. & Hertel, O. (1998): Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. - *Faglig rapport fra DMU, nr. 255.*

Fyns Amt (1990): Havet omkring Fyn 1976-1989.

Fyns Amt (1996): Det Sydfynske Øhav. Vandmiljøovervågning. Tema 1995: Fjorde.

Fyns Amt (1998): Kystvande 1997. Vandmiljøovervågning. Tema 1997: Åbne kyst- og havområder. 228pp.

Fyns Amt (1998): Vandløb 1997. Vandmiljøovervågning.

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

Graf, G., Bengtsson, W., Diesner, U., Schulz, R. & Theede, H. (1982): Benthic response to sedimentation of a spring phytoplankton bloom: process and budget. - *Mar. Biol.* 67: 201-208.

Gray, J.S. (1992): Eutrophication in the sea. - In Colombo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. & Rossi, R. (eds): *Marine Eutrophication and Population Dynamics*. p. 3-15. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.

Hagerman, L., Josefson, A.B. & Jensen, J.N. (1996): Benthic macrofauna and demersal fish. - In Jørgensen, B.B. & Richardson, K. (eds): *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies, Vol. 52*: 155-178. American Geophysical Union.

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

Hallegraeff, G.M. & Bolch, C.J. (1992): Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ship' ballast water: implications for plankton biogeography and aquaculture. - *J. Plankton. Res.* 14: 1067-1084.

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

Hansen, P.J., Bjørnsen, P.K. & Hansen, B.W. (1997): Zooplankton grazing and growth: scaling within the 2-2,000 μm body size range. - *Limnol. Ocenogr.* 42: 687-704.

Hansen, I.S. (in prep.): Numerical simulation of hydrographic and oxygen conditions in the semi-enclosed Danish marine waters for the year 1990.

Hansen, I.S., Ærtebjerg, G. & Richardson, K. (1995): A scenario analysis of effects of reduced nitrogen input on oxygen conditions in the Kattegat and the Belt Sea. - *Ophelia* 42: 75-93.

Hansen, I.S., Ærtebjerg, G., Richardson, K., Heilmann, J., Olesen, O.V. & Pedersen, F.B. (1994): Kvælstofreduktioners effekt på iltforhold i indre danske farvande. 101 s. - *Havforskning fra Miljøstyrelsen*, nr. 29.

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

Harding, L.W. & Perry, E.S. (1997): Long term increase of phytoplankton biomass in Chesapeake Bay 1950-1994. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 157: 39-52.

- HELCOM (1996): Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-93; Background document. - Balt. Sea Environ. Proc. No. 64 B: 252pp.
- HELCOM (1997): Airborne pollution load to the Baltic Sea 1991-1995. - Balt. Sea Environ. Proc. No. 69: 57pp.
- Henriksen, P. (1996): Microcystin profiles and contents in Danish populations of cyanobacteria/blue-green algae as determined by HPLC. - *Phycologia* 35 (6 supplement): 102-110.
- Hicks, C. R. (1983): Fundamental concepts in the design of experiments. - Holt-Saunders International Editions.
- Hillman, K., Lukatelich, R.J. & McComb, A.J. (1990): The impact of nutrient enrichment on nearshore and estuarine ecosystems in Western Australia. - *Proc. Ecol. Soc. Austr.* 16: 39-53.
- Howarth, R.W. (1988): Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. - *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 19: 89-110.
- Huntley, M.E. & Lopez, M.D.G. (1992): Temperature dependent production of marine copepods: A global synthesis. - *Am. Nat.* 140: 201-242.
- ICES (1984): Report of the ICES Special Meeting on the causes, dynamics and effects of exceptional marine blooms and related events. - ICES Meeting Paper 1984/E 42.
- Iversen, T.M., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B., Andersen, J., Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Mikklesen, H.E., Waagepetersen, J., Kyllingsbæk, A., Puolsen, H.D. & Kristensen, V.F. (1998): Vandmiljøplan II - faglig vurdering. - Danmarks Miljøundersøgelser, Miljø- og Energiministeriet, 44 pp.
- Jensen, J.N. & Josefson, A. (1990): Zoobenthos, The Kattegat, the Sound and the Great Belt. In HELCOM 1990: Second Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1984-1988; Background Document. - Balt. Sea Environ. Proc. 35B: 217-225.
- Jonge, V.N. de, Boynton, W., D'Elia, C.F., Elmgren, R. & Welsh, B.L. (1994): Responses to developments in eutrophication in four different north Atlantic estuarine systems. - In Dyer, K.R. & Orth, R.J. (eds.): Changes in fluxes in estuaries. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark; p. 179-196.
- Josefson, A. B. (1996): Macrozoobenthos. In Aertebjerg, G. (conv): Kattegat and Belt Sea. HELCOM 1996: Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-1993; Background document. - Balt. Sea Environ. Proc. No. 64 B: 123-127.

Josefson, A.B. & Jensen, J.N. (1992): Effects of hypoxia on soft-sediment macrobenthos in southern Kattegat. - In Colombo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. & Rossi, R. (eds): Marine Eutrophication and Population Dynamics. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark; p. 21-28.

Josefson, A.B., Jensen, J.N. & Ærtebjerg, G. (1993): The benthos community structure anomaly in the late 1970's and early 1980's - a result of a major food pulse? - J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 172: 31-45.

Josefson, A.B. (1990): Increase in 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. & Pedersen, J. (1998): Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Øresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg. Bundfauna - Anden fauna end blåmuslinger. - Tilstandsrapport 1997. SEMAC JV.

Kirkerud, L.A. (1998): Critical oxygen levels for demersal fishes and invertebrates. - Nordic Council of Ministers (in press).

Kjørboe, T. & Nielsen, T.G. (1994): Regulation of zooplankton biomass and production in a temperate, coastal ecosystem. I. Copepods. - Limnol. Oceanogr. 39: 493-507.

Krause-Jensen, D., Christensen, P.B. & Rasmussen, M.B. (1997): Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Øresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg. Bentisk vegetation. - Tilstandsrapport 1996. 102 s. SEMAC JV.

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.

Kaas, H., Møhlenberg, F., Josefson, A., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Jensen, H.S., Svendsen, L.M., Windolf, J., Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K. & Foldager Pedersen, M. (1996): Marine områder. Danske Fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 205 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 179.

Lehtimäki, J., Moisander, P., Sivonen, K. & Kononen, K. (1997): Growth, nitrogen fixation, and nodularin production by two Baltic Sea cyanobacteria. - Appl. Environ. Microbiol. 63: 1647-1656.

Lenhart, H.J., Paetsch, J. & Radach, G. (1996): Daily nutrient loads of the European Rivers for the years 1977-1993. - Institut für Meereskunde, Hamburg.

Lindahl, O. (1983): On the development of a *Gyrodinium aureolum* occurrence on the Swedish west coast in 1982. - Mar. Biol. 77: 143-150.

- Lohrenz, S.E., Fahnenstiel, G.L., Redalje, D.G., Lang, G.A., Chen, X. & Dagg, M.J. (1997): Variations in primary production of northern Gulf of Mexico continental shelf waters linked to nutrient inputs from the Mississippi River. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 155: 45-54.
- Markager, S. & Sand-Jensen, K. (1992): Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 88: 83-92.
- Markager, S., Conley, D., Hertel, O. & Skov, H. (1998): Sådan påvirker luftbåren kvælstof havet. - *Ingeniøren*, Nr. 31, 1998.
- Mathiesen, H. & Nielsen, J. (1956): Botaniske undersøgelser i Randers Fjord og Grund Fjord. - *Botanisk Tidsskrift* 53: 1-34.
- Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K. & Brodersen, K. (1997): Patterns of macroalgal distribution in the Kattegat-Baltic region. - *Phycologia* 36(3): 208-219.
- Miljøstyrelsen (1998): Punktkilder 1997. - Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 9, 1998.
- Nehring, D. & Nausch, G. (1996): Fertilizer consumption in the catchment area and eutrophication of the Baltic Sea. - Abstract presented at the Baltic Marine Science Conference, Rønne, Denmark, October 22-26, 1996.
- Nicolajsen, H., Møhlenberg, F. & Kiørboe, T. (1983): Algal grazing by the planktonic copepods *Centropages hamatus* and *Pseudocalanus* sp.: Diurnal and seasonal variation during the spring phytoplankton bloom in the Øresund. - *Ophelia*. 22: 15-31.
- Nielsen, R., Kristiansen, Aa., Mathiesen, L. & Mathiesen, H. (1995): Distributional indeks of the benthic makroalgae of the Baltic Sea area. - The Baltic Marine Biologists Publication No. 18. *Acta Botanica Fennica* 155.
- Nielsen, T. G. & Kiørboe T. (1994): Regulation of zooplankton biomass and production in a temperate, coastal ecosystem. II. Ciliates. - *Limnol. Oceanogr.* 39: 508-519.
- Nielsen, T.G., Bjørnsen, P.K., Kaas H., Rasmussen, B. & Cohen, A. (1994): Planktondynamik omkring springlaget i Kattegat. 162 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 33.
- Nielsen, T.G., Kiørboe, T. & Bjørnsen, P.K. (1990): Effects of a *Chrysochromulina polylepis* subsurface bloom on the plankton community. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 21-35.
- Nixon, S.W., Ammerman, J., Atkinson, L., Berounsky, V., Billen, G., Boicourt, W., Boynton, W., Church, T., DiToro, D., Elmgren, R., Garber, J., Giblin, A., Jahnke, R., Owens, N., Pilson, M.E.Q. & Seitzinger, S. (1996): The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. - *Biogeochemistry* 35: 141-180.
- Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Ringkøbing Amt & Ribe Amt (1998). Åbne farvande langs Vestkysten. Vandmiljøovervågning. 131 pp.

- Olesen, B. (1993): Bestandsdynamik hos ålegræs. Licentiat/Ph.D. afhandling, 94pp.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. (1993): Patch dynamics of eelgrass, *Zostera marina*. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 106: 147-156.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. (1994): Biomass-density patterns in the temperate seagrass *Zostera marina*. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 109: 283-291.
- Ostenfeld, C.H. (1908): Aalegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. - I Petersen, C.G.J. (ed): Beretning til Landbrugsministeriet fra Den Danske biologiske Station. XVI 1908.
- 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.
- Pearson, T.H. & Rosenberg R. (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.
- Petersen, C.G.J. (1900): Fortegnelse over aalerusestader i Danmark optaget i aarene 1899 og 1900. - I Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station.
- 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, C.G.J. (1914): Om bændeltangens (*Zostera marina*) aarsproduktion i de danske farvande. - I Jungersen, H.F.E. & Warming, Eug. (Eds.): Mindeskrift i anledning af Hundredaaret for Japetus Steenstrups fødsel. XI: 1-20.
- Petersen, C.G.J. 1915. Om Havbundens Dyresamfund i Skagerak, Kristianiafjord og de danske Farvande. - Beretn. Minist. Landbr. Fisk. Dan. Biol. Stn. 23: 5-26.
- Prakash, A. (1987): Coastal organic pollution as a contributing factor to red-tide development. - Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 187: 61-65.
- Rask, N. & Pedersen, S.E. (1997): Lav belastning giver rent havmiljø. - Vand & Jord 2, 73-77.
- Rask, N., Glob, E., Jensen, M.H., Larsen, S., Møller, M.M. & Nørgaard F. (1998): Kystvande 1997. VANDMILJØovervågning, Åbne kyst- og havvande. 228 s. - Fyns Amt, Odense.
- Rask, N., Jensen, M.H. & Petersen, S.E. (1998a): Lav belastning giver rent havmiljø II. - Vand & Jord 1998: In press.
- Rask, N., Petersen, S.E. & Jensen, M.H. (1998b): Environmental response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around Funen, Denmark. - Aquatic Ecology : In press.

- Rasmussen, E. (1977): The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. - In McRoy, C.P. & Helfferich, C. (eds.): Seagrass ecosystems, a scientific perspective. p. 1-51. Marcel Dekker, New York.
- Rasmussen, B. (1995): Stratification in Kattegat. Ph.D Thesis. - National Environmental Research Institute, Dep. Of Marine Ecology and Microbiology, Denmark, 145 pp.
- Richardson, K. & Christoffersen, A. (1991): Seasonal distribution and production of phytoplankton in the southern Kattegat. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 78: 217-227.
- Richardson, K. & Heilman, J. (1995): Primary production in the Kattegat: past and present. - *Ophelia* 41: 317-328.
- 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.
- Ringkjøbing Amtskommune (1993): Bundvegetation Nissum Fjord 1992. Udvikling 1985-1992. Aktuelle status og fremtidige udvikling. ISBN: 87-7743-116-2.
- Rosenberg, R. & Møller, P. (1979): Salinity stratified benthic macrofaunal communities and long-term monitoring along the west coast of Sweden. - J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 37: 175-203.
- Rosenberg, R., Gray, J.S., Josefson, A.B. & Pearson, T.H. (1987): Petersen's benthic stations revisited. II. Is the Oslofjord and eastern Skagerrak enriched? - J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 105: 219-251.
- Sandén, P., Rahm, L. & Wulff, F. (1991): Non-parametric trend test of Baltic Sea data. - *Environmetrics*; 2(3): 263-278.
- Sand-Jensen, K., Foldager Pedersen, M. & Krause-Jensen, D. (1997): Ålegræssets udbredelse. - *Vand & Jord* 5: 210-213.
- Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. (1994): Fytoplankton- og makrofytudvikling i danske kystområder. 43 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 30.
- Siegel, S. (1956): Nonparametric statistics for the behavioral sciences. - McGraw-Hill, London.
- Smayda, T.J. (1990): Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. - In Granéli, E., Sundström, B., Edler, L. & Anderson, D.M. (eds): Toxic marine phytoplankton. Elsevier. p 29-41. Amsterdam:
- Sournia, A. (1995): Red tide and toxic marine phytoplankton of the world ocean: an inquiry into biodiversity. - In Lassus, P., Arzul, G., Erard, E., Gentien, P. & Marcaillou, C. (eds): Harmful Algal Blooms, Technique Documentation. p 103-112. Lavoisier, Intercept Ltd.

Statens Naturvårdsverk (1983): Näring i överflöd - eutrofiering i svenska vatten. - Monitor 1983. 256pp.

Svendsen, L.M. & Hansen, C.D. (1996): Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit via vandløb. - I Windolf, J (ed): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser - Faglig rapport fra DMU nr. 177: 115-138 og 208-214.

Tiselius, P. (1988): Effects of diurnal feeding rhythms, species composition and vertical migration on the grazing impact of calanoid copepods in the Skagerrak and Kattegat. - *Ophelia* 28: 215-230.

Tiselius, P. (1989): Contribution of aloricate ciliates to the diet of *Acartia clausi* and *Centropages hamatus* in coastal waters. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 56: 49-56.

Viitasalo, M. & Katajisto, T. (1994): Mesozooplankton resting eggs in the Baltic Sea: identification and vertical distribution in laminated and mixed sediments. - *Mar. Biol.* 120: 455-465.

Wasmund, H., Nausch, G. & Matthäus, W. (1998): Phytoplankton spring blooms in the southern Baltic Sea - spatio-temporal development and long term-trends. - *J. Plank. Res.* 20 (6): 1099-1117.

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

Windolf, J., Svendsen, L.M., Kronvang, B., Skriver, J., Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Baattrup-Pedersen, A., Iversen, H.L., Erfurt, J., Müller-Wohlfeil, D.-I. & Jensen, J.P. (1997): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 112 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 214.

Windolf, J., Svendsen, L.M., Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Skriver, J. & Erfurt, J. (1998): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 253.

Ærtebjerg, G. (1996): Monitoring Cruise report, cruise no. 172, 7-11 October 1996. - National Environmental Research Institute, Denmark. Monitoring Cruise reports.

Ærtebjerg, G. (1997): Monitoring Cruise with r/v Gunnar Thorson in the Sound, Kattegat, Belt Sea and Arkona Sea. Cruise no. 174, 13-17 January, cruise no. 177, 7-11 July, cruise no. 179, 18-22 August, cruise no. 180, 15-19 September, cruise no. 181, 6-10 October, 1997. - National Environmental Research Institute, Denmark. Monitoring Cruise reports.

Århus Amt, (1991): Vandmiljøet i Randers Fjord 1990. Århus Amtskommune, Teknisk rapport. ISBN: 87-7295-327-6.

Bilag 1

Oversigt over rapporter fra amterne

Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997

Amt	Rapport
Bornholms Amt	Vandmiljøovervågning - Kystvande 1997
Fyns Amt	Kystvande 1997, Tema: Åbne kyst- og havområder Kystvande 1997, Bilag
Ribe Amt	Marine områder - Vadehavet
Ringkjøbing Amt	Vandmiljø overvågning - Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord 1997
Roskilde Amt	Status for Roskilde Fjord - 1997
Storstrøms Amt	Vandmiljøplanen - 10 års havundersøgelser
Sønderjyllands Amt	Vandmiljøovervågning 1997 - Vadehavet
Vejle Amt	Overvågning af Kystvande 1997 - Teknisk rapport
Vestsjællands Amt	Overvågning af Kystvande 1997
Fællesrapporter:	
Frederiksborg Amt, <u>Københavns Amt</u> , Københavns Kommune	Overvågning af Øresund 1997 Overvågning af Øresund 1997. Bilagsdel
Frederiksborg Amt, Roskilde Amt, <u>Vestsjællands Amt</u>	Overvågning af Isefjord 1997
<u>Frederiksborg Amt</u> , Vestsjællands Amt	Overvågning af det sydlige Kattegat 1997
Københavns Amt, <u>Roskilde Amt</u>	Overvågning af Køge Bugt, 1997
Lillebæltssamarbejdet: Fyns Amt, <u>Sønderjyllands Amt</u> , Vejle Amt	Lillebælt 1997
Limfjordsovervågningen: Ringkjøbing Amt, <u>Viborg Amt</u> , Nordjyllands Amt	Vandmiljø i Limfjorden 1997
Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Ringkjøbing Amt, <u>Ribe Amt</u>	Åbne farvande langs Vestkysten
<u>Nordjyllands Amt</u> og <u>Århus Amt</u>	Vestlige Kattegat - Tilstand og udvikling (fra Århus Amt)

Bilag 2.1

Oversigt over ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit i 1997

Månedsvandtransport (millioner m³) i 1997

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	257	452	367	286	270	190	161	143	176	241	228	328	3100
Skagerrak	23	62	31	17	17	11	10	8	11	12	14	30	245
Kattegat	276	572	410	293	316	229	213	186	202	262	262	389	3610
Nordlige Bælthav	27	96	62	41	44	27	23	24	17	34	28	57	478
Lillebælt	39	146	88	58	58	30	26	22	21	36	30	74	628
Storebælt	26	113	83	47	54	23	13	11	8	15	21	57	471
Øresund	7	28	17	10	14	14	9	5	5	14	16	27	165
Sydlig Bælthav	1	13	7	4	5	1	0	0	0	0	1	3	36
Østersøen	15	42	19	10	17	4	1	1	1	9	10	24	153
Danmark	670	1524	1084	765	795	529	455	400	442	623	610	988	8886

Månedstilførsel af kvælstof til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger (i ton) i 1997

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	971	2354	1600	1083	928	590	456	389	515	839	813	1731	12269
Skagerrak	138	460	223	98	94	58	50	38	52	59	76	265	1612
Kattegat	1737	3815	2588	1549	1501	1051	919	891	901	1254	1426	2356	19988
Nordlige Bælthav	212	1013	574	285	272	146	107	106	84	146	154	483	3581
Lillebælt	335	1188	711	398	331	177	146	119	121	201	182	611	4519
Storebælt	195	1263	627	290	246	108	75	78	74	134	159	654	3904
Øresund	173	341	234	173	189	183	172	158	155	191	232	361	2562
Sydlig Bælthav	5	92	42	21	26	4	1	1	1	1	3	17	214
Østersøen	115	491	174	66	86	27	16	25	32	97	96	282	1506
Total	3881	11017	6773	3963	3672	2342	1944	1805	1935	2923	3142	6761	50156

Månedstilførsel af fosfor til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger (i ton) i 1997

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	30	67	35	25	23	16	14	10	11	16	17	38	301
Skagerrak	7	19	7	4	5	4	3	3	3	3	3	5	68
Kattegat	53	86	55	46	54	44	43	42	44	47	42	57	613
Nordlige Bælthav	8	20	10	8	12	10	10	10	6	8	6	11	118
Lillebælt	13	29	16	13	14	11	12	10	10	13	9	15	166
Storebælt	14	32	15	12	17	14	12	13	10	15	12	19	184
Øresund	28	32	29	29	32	31	30	28	28	30	29	31	357
Sydlig Bælthav	0	2	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	8
Østersøen	3	7	3	2	4	7	3	2	2	3	2	4	43
Total	157	294	171	140	162	137	126	118	115	135	122	181	1857

Månedtilførsel af BOD, til marine kystafsnit i ton i 1997

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	627	1141	728	605	642	441	362	302	355	451	420	721	6794
Skagerrak	440	1047	451	270	354	228	151	118	155	181	202	422	4019
Kattegat	428	616	466	411	454	372	368	341	338	369	394	471	5027
Nordlige Bælt.	111	259	180	169	281	163	121	121	93	114	95	125	1833
Lillebælt	338	688	513	483	481	304	272	174	174	246	221	386	4280
Storebælt	606	758	663	635	657	595	583	593	581	600	591	634	7496
Øresund	176	198	184	181	193	191	181	174	174	180	177	188	2197
Sydlig Bælthav	9	110	46	34	59	30	18	12	13	7	12	35	386
Østersøen	26	53	32	29	36	26	23	23	22	24	24	31	350
Total	2761	4870	3263	2817	3157	2351	2079	1858	1906	2173	2137	3011	32382

Bilag 2.2

Oversigt over ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit for 1989 til 1997

Afstrømning (mill m ³)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	4083	4987	4240	4554	4600	6178	5356	2837	3100	4437
Skagerrak	253	350	292	297	270	466	363	244	245	309
Kattegat	4272	5143	4528	4493	4560	6711	5531	3454	3610	4700
Nordlige Bælthav	543	890	734	698	940	1373	961	377	478	777
Lillebælt	732	1059	903	969	1170	1652	1244	580	628	993
Storebælt	703	1115	1296	1065	1590	2156	1462	372	471	1137
Øresund	214	282	353	244	380	504	375	135	165	295
Sydlig Bælthav	41	86	83	73	110	119	79	29	36	73
Bornholm	188	175	274	238	340	430	254	163	153	246
Danmark	11029	14087	12703	12631	13960	19589	15625	8191	8886	12967

% af samlet afstrømning	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97	% af oplands-areal	
											areal	(km ²)
Nordsøen	37,0	35,4	33,4	36,1	33,0	31,5	34,3	34,6	34,9	34,2	25,1	10811
Skagerrak	2,3	2,5	2,3	2,4	1,9	2,4	2,3	3,0	2,8	2,4	2,6	1102
Kattegat	38,7	36,5	35,6	35,6	32,7	34,3	35,4	42,2	40,6	36,2	36,8	15826
Nordlige Bælthav	4,9	6,3	5,8	5,5	6,7	7,0	6,2	4,6	5,4	6,0	7,3	3135
Lillebælt	6,6	7,5	7,1	7,7	8,4	8,4	8,0	7,1	7,1	7,7	7,8	3369
Storebælt	6,4	7,9	10,2	8,4	11,4	11,0	9,4	4,5	5,3	8,8	12,6	5415
Øresund	1,9	2,0	2,8	1,9	2,7	2,6	2,4	1,6	1,9	2,3	4,0	1737
Sydlig Bælthav	0,4	0,6	0,7	0,6	0,8	0,6	0,5	0,4	0,4	0,6	1,0	421
Bornholm	1,7	1,2	2,2	1,9	2,4	2,2	1,6	2,0	1,7	1,9	2,8	1205
Danmark	100	43022										

Kvælstof (ton) (*)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	17425	23232	19730	25617	22100	27700	21560	12172	12237	20197
Skagerrak	2473	3641	2762	3931	2400	3600	2610	1699	1608	2747
Kattegat	27154	34338	28922	32567	31900	42700	33110	18965	19988	29960
Nordlige Bælthav	5484	9219	6776	7816	9700	10800	6580	3008	3528	6990
Lillebælt	7740	11584	8985	10567	10600	12900	8440	4001	4459	8808
Storebælt	8335	15231	12843	12859	17500	17400	11300	2620	3785	11319
Øresund	7227	11161	7327	6433	8000	7700	5980	3165	2562	6617
Sydlig Bælthav	617	1185	867	1080	1270	1100	770	294	214	822
Bornholm	2178	2435	3484	3322	4350	4500	2500	1623	1505	2877
Danmark	78633	112026	91696	104192	107820	128400	92850	47548	49886	90339

Kvælstof:										
Samlet belastning (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	22,2	20,7	21,5	24,6	20,5	21,6	23,2	25,6	24,5	22,4
Skagerrak	3,1	3,3	3,0	3,8	2,2	2,8	2,8	3,6	3,2	3,0
Kattegat	34,5	30,7	31,5	31,3	29,6	33,3	35,7	39,9	40,1	33,2
Nordlige Bælthav	7,0	8,2	7,4	7,5	9,0	8,4	7,1	6,3	7,1	7,7
Lillebælt	9,8	10,3	9,8	10,1	9,8	10,0	9,1	8,4	8,9	9,8
Storebælt	10,6	13,6	14,0	12,3	16,2	13,6	12,2	5,5	7,6	12,5
Øresund	9,2	10,0	8,0	6,2	7,4	6,0	6,4	6,7	5,1	7,3
Sydlig Bælthav	0,8	1,1	0,9	1,0	1,2	0,9	0,8	0,6	0,4	0,9
Bornholm	2,8	2,2	3,8	3,2	4,0	3,5	2,7	3,4	3,0	3,2
Danmark	100									

Fosfor (ton) (*)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	1416	981	760	590	514	730	583	301	298	686
Skagerrak	224	280	236	177	134	200	141	69	67	170
Kattegat	1476	1566	1032	916	850	1250	916	600	613	1024
Nordlige Bælthav	523	413	236	191	225	310	197	118	112	258
Lillebælt	834	787	557	464	326	390	329	180	159	447
Storebælt	598	879	555	459	432	460	278	197	171	448
Øresund	1563	1514	1240	1023	986	1000	765	460	357	990
Sydlig Bælthav	55	56	29	22	24	24	23	16	8	29
Bornholm	145	192	145	164	130	130	90	68	43	123
Danmark	6834	6668	4790	4006	3621	4494	3322	2009	1828	4175

Fosfor:										
Samlet belastning (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	20,7	14,7	15,9	14,7	14,2	16,2	17,5	15,0	16,3	16,4
Skagerrak	3,3	4,2	4,9	4,4	3,7	4,5	4,2	3,4	3,7	4,1
Kattegat	21,6	23,5	21,5	22,9	23,5	27,8	27,6	29,9	33,5	24,5
Nordlige Bælthav	7,7	6,2	4,9	4,8	6,2	6,9	5,9	5,9	6,1	6,2
Lillebælt	12,2	11,8	11,6	11,6	9,0	8,7	9,9	9,0	8,7	10,7
Storebælt	8,8	13,2	11,6	11,5	11,9	10,2	8,4	9,8	9,4	10,7
Øresund	22,9	22,7	25,9	25,5	27,2	22,3	23,0	22,9	19,5	23,7
Sydlig Bælthav	0,8	0,8	0,6	0,5	0,7	0,5	0,7	0,8	0,4	0,7
Bornholm	2,1	2,9	3,0	4,1	3,6	2,9	2,7	3,4	2,4	2,9
Danmark	100	100,0								

(*) eksklusiv havbrug

Bilag 2.3

Kildefordeling for de samlede kvælstof- og fosfortilførsler til de marine kystafsnit 1989 til 1997

I de diffuse udledninger er inkluderet udledninger fra spredt bebyggelse til ferskvand.

Kvælstof

Diffuse udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	72,6	83,1	83,8	86,5	88,5	91,2	89,1	85,4	85,3	85,6
Skagerrak	60,7	74,9	66,3	54,9	79,1	86,4	80,4	85,6	86,7	73,5
Kattegat	78,2	85,2	85,1	88,8	88,0	90,8	90,2	86,2	88,0	87,0
Nordlige Bælthav	60,7	78,4	75,8	81,5	89,7	91,4	85,2	75,8	78,5	81,5
Lillebælt	58,7	76,4	75,9	81,3	89,7	90,3	87,6	81,4	84,7	81,2
Storebælt	67,5	83,7	82,1	82,7	90,3	92,4	89,4	61,5	77,6	84,5
Øresund	16,7	47,7	24,8	24,4	40,0	38,6	26,8	13,2	26,9	31,6
Sydlig Bælthav	70,3	84,6	90,4	94,2	94,5	88,7	94,7	83,8	85,5	88,8
Bornholm	76,9	79,4	84,6	81,6	89,7	92,2	88,0	90,0	90,9	86,3
Danmark	66,4	78,9	77,4	80,7	85,2	87,9	84,9	78,8	82,5	80,9

Punktkilder ferskvand (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	16,0	9,2	8,0	8,3	8,7	7,0	8,3	12,0	11,8	9,4
Skagerrak	6,9	4,5	5,5	3,9	3,8	2,5	5,8	7,9	5,4	4,8
Kattegat	10,8	7,8	7,9	6,9	6,0	4,8	5,5	8,1	7,1	7,0
Nordlige Bælthav	26,5	15,1	18,3	13,5	7,6	5,8	7,5	12,8	10,8	12,3
Lillebælt	10,3	6,4	7,3	7,0	4,9	4,2	6,0	9,2	7,6	6,6
Storebælt	12,1	6,9	7,5	6,8	4,1	3,6	4,4	18,9	9,2	6,4
Øresund	5,8	3,9	6,3	5,5	3,8	4,2	4,2	5,2	7,8	4,9
Sydlig Bælthav	5,4	3,6	5,7	2,3	1,8	2,2	2,7	8,2	9,8	3,5
Bornholm	4,8	4,1	2,4	1,4	1,6	1,1	2,0	3,2	3,2	2,4
Danmark	12,3	7,8	8,1	7,3	5,9	4,9	6,0	9,7	8,6	7,4

Direkte udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	11,5	7,7	8,2	5,2	2,7	1,8	2,6	2,5	3,0	5,0
Skagerrak	32,3	20,6	28,2	41,3	17,1	11,1	13,8	6,4	7,9	21,7
Kattegat	11,0	7,0	7,1	4,4	6,0	4,4	4,3	5,7	4,9	6,0
Nordlige Bælthav	12,8	6,5	5,9	5,0	2,7	2,8	7,3	11,4	10,7	6,1
Lillebælt	31,0	17,3	16,9	11,7	5,5	5,4	6,4	9,4	7,7	12,2
Storebælt	20,4	9,4	10,4	10,6	5,6	4,0	6,2	19,6	13,2	9,0
Øresund	77,5	48,4	68,9	70,1	56,1	57,1	69,1	81,6	65,3	63,5
Sydlig Bælthav	24,3	11,8	3,9	3,5	3,7	9,1	2,6	8,0	4,7	7,6
Bornholm	18,4	16,4	13,0	16,9	8,7	6,7	10,0	6,8	5,9	11,4
Danmark	21,3	13,3	14,4	12,0	8,9	7,2	9,1	11,5	9,0	11,6

Fosfor

Diffuse udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	11,6	11,8	28,2	37,1	53,1	64,4	62,8	39,2	45,7	33,6
Skagerrak	11,4	41,7	18,6	22,6	33,6	53,5	46,1	60,9	62,3	34,5
Kattegat	19,6	43,8	35,1	42,5	44,5	60,5	58,2	52,0	54,0	43,8
Nordlige Bælthav	0,2	5,3	32,2	29,3	48,9	61,0	49,2	33,9	35,4	27,1
Lillebælt	15,7	28,4	26,2	33,0	49,4	60,5	55,9	41,1	48,6	34,4
Storebælt	0,0	40,1	24,5	29,2	39,4	58,0	43,2	32,0	35,8	32,4
Øresund	5,2	16,9	2,7	2,2	2,7	6,5	13,3	1,3	1,8	6,7
Sydlig Bælthav	11,9	17,3	37,9	59,1	50,0	62,5	65,2	37,5	19,2	34,9
Bornholm	5,8	45,9	35,2	22,6	25,4	47,7	0,0	50,0	43,6	30,0
Danmark	10,3	28,0	22,4	26,5	33,4	48,2	44,6	34,6	39,0	29,2

Punktkilder ferskvand (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	30,7	37,2	33,8	40,3	38,3	28,8	31,6	51,5	47,9	35,4
Skagerrak	27,9	19,0	21,6	22,6	12,7	6,5	10,6	17,4	15,3	17,9
Kattegat	45,7	30,7	35,5	25,0	29,6	19,5	23,7	28,5	26,8	30,3
Nordlige Bælthav	64,1	58,4	50,8	46,6	36,9	22,9	26,9	36,4	38,7	46,4
Lillebælt	23,7	20,8	23,2	22,4	20,2	19,0	20,1	23,9	25,0	21,9
Storebælt	46,6	28,1	38,0	27,9	28,5	22,4	28,8	32,5	31,4	32,0
Øresund	7,6	7,2	7,7	6,2	6,7	6,5	6,3	6,5	10,8	7,1
Sydlig Bælthav	15,3	16,6	34,5	13,6	25,0	20,8	21,7	31,3	55,8	21,9
Bornholm	31,5	16,6	9,7	4,3	11,5	6,2	11,1	14,7	19,2	13,5
Danmark	31,5	25,5	26,2	22,5	22,8	17,6	20,4	26,5	27,6	24,9

Direkte udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1989-97
Nordsøen	57,7	51,0	38,0	22,5	8,6	6,8	5,7	9,3	6,4	31,0
Skagerrak	60,7	39,3	59,7	54,8	53,7	40,0	43,3	21,7	22,4	47,6
Kattegat	34,8	25,5	29,5	32,5	25,9	20,0	18,1	19,5	19,2	25,9
Nordlige Bælthav	35,8	36,3	16,9	24,1	14,2	16,1	23,9	29,7	25,9	26,5
Lillebælt	60,7	50,8	50,6	44,6	30,4	20,5	24,0	35,0	26,4	43,7
Storebælt	53,3	31,9	37,5	42,9	32,2	19,6	28,1	35,5	32,7	35,7
Øresund	87,2	76,0	89,6	91,7	90,6	87,0	80,4	92,2	87,4	86,2
Sydlig Bælthav	72,7	66,1	27,6	27,3	25,0	16,7	13,0	31,3	25,0	43,2
Bornholm	62,8	37,5	55,2	73,2	63,1	46,2	88,9	35,3	37,2	56,5
Danmark	58,1	46,5	51,4	51,0	43,8	34,1	35,0	38,9	33,3	45,9

Bilag 3 Atmosfærisk kvælstofdeposition

ID	Navn	Tørdeposition kton N	Våddeposition kton N	Totaldeposition kton N	Totaldeposition/areal kg N/km ²	Areal km ²
10	<i>Alle danske farvande</i>	29,929	50,475	79,332	753	105371,7

ID	Navn	Tørdeposition kton N	Våddeposition kton N	Totaldeposition kton N	Totaldeposition/areal kg N/km ²	Areal km ²
1	<i>Nordsøen - samlet dansk del</i>	10,082	21,460	31,541	645	48887,9
1	Nordsøen	8,868	19,635	28,503	643	44328,1
110	Hanstholm-Thyborøn, åbne del	0,260	0,650	0,910	637	1428,0
111	Hanstholm-Thyborøn, kyst	0,048	0,056	0,104	606	172,0
121	Thyborøn-Nissum Fjord, kyst	0,028	0,029	0,057	467	121,6
124	Nissum Fjord	0,028	0,017	0,045	659	68,2
125	Nissum Fjord-Vedersø, kyst	0,010	0,009	0,018	510	35,7
131	Vedersø-Ringkøbing Fjord, kyst	0,026	0,023	0,049	553	88,0
132	Ringkøbing Fjord	0,154	0,093	0,248	852	290,5
133	Ringkøbing Fjord-Nymindegab kyst	0,017	0,017	0,034	563	59,7
141	Nymindegab-Blåvand, kyst	0,026	0,030	0,057	564	100,7
150	Blåvand-Landegrænse, åbne del	0,322	0,497	0,820	664	1234,5
151	Blåvand-Skallingen, kyst	0,015	0,017	0,033	620	52,5
152	Fanø Nordsø, kyst	0,010	0,012	0,022	652	34,3
153	Rømø Nordsø, kyst	0,008	0,013	0,021	720	29,5
161	Grådyb tidevandsområde	0,051	0,047	0,098	738	132,4
162	Knudedyb tidevandsområde	0,047	0,059	0,107	652	163,7
163	Juvre Dyb tidevandsområde	0,037	0,051	0,088	684	128,1
165	Lister Dyb tidevandsområde	0,126	0,205	0,330	786	420,2

ID	Navn	Tørdeposition kton N	Våddeposition kton N	Totaldeposition kton N	Totaldeposition/areal kg N/km ²	Areal km ²
2	<i>Skagerrak - samlet dansk del</i>	2,150	5,284	7,434	732	10150,2
2	Skagerrak - øvrige farvand	1,003	3,163	4,166	757	5500,9
210	Skagerrak Tannis Bugt, åbne del	0,345	0,742	1,087	741	1466,6
211	Tannis Bugt	0,050	0,062	0,111	834	133,6
220	Skagerrak Jammerbugten, åbne del	0,393	0,663	1,056	688	1534,9
221	Jammerbugten	0,196	0,271	0,466	718	649,1
230	Skagerrak Vigsø Bugt, åbne del	0,151	0,360	0,511	631	808,9
231	Vigsø Bugt	0,012	0,024	0,036	649	56,2

ID	Navn	Tørdepo- sition	Våddepo- sition	Totalde- position	Totaldepo- sition/areal	Areal
		kton N	kton N	kton N	kg N/km ²	km ²
3	Kattegat - samlet dansk del	5,534	8,707	14,241	846	16841,4
3	Kattegat, svenske del	1,513	3,806	5,319	789	6741,6
300	Kattegat åbne del excl. øer	2,401	4,582	6,983	807	8657,2
301	Læsø	0,236	0,365	0,601	797	754,9
302	Anholt	0,051	0,099	0,150	780	191,9
310	Hesselø Bugt øst, åbne del	0,226	0,545	0,771	866	889,8
311	Gilleleje-Hundested kyst	0,021	0,050	0,070	894	78,8
321	Isefjord Yderbredning	0,085	0,167	0,251	1000	251,2
322	Roskilde Fjord	0,049	0,077	0,126	1013	124,2
324	Isefjord Inderbredning	0,029	0,041	0,070	1131	61,7
330	Hesselø Bugt vest, åbne del	0,188	0,389	0,577	881	655,6
331	Nyrup Bugt-Sjællands Odde	0,032	0,059	0,091	981	93,2
341	Hjelm Dyb	0,106	0,144	0,250	976	256,2
342	Ålebugt Fornæs, Gjerrild Bugt	0,174	0,177	0,351	1062	330,1
350	Hevring Bugt, ydre del	0,180	0,223	0,403	935	431,2
351	Djursland Nordstrand	0,008	0,008	0,015	1082	14,3
352	Hevring Bugt, indre del	0,072	0,062	0,134	1147	116,8
353	Randers Fjord	0,017	0,015	0,032	1115	28,3
354	Kyst Randers Fjord-Mariager Fjord	0,006	0,007	0,013	980	13,5
360	Ålborg Bugt syd, åbne del	0,254	0,312	0,566	912	620,4
361	Mariager Fjord	0,028	0,022	0,050	1097	45,7
362	Ålborg Bugt syd, indre del	0,069	0,081	0,150	911	164,4
371	Langerak	0,015	0,015	0,030	932	32,6
372	Nibe-Gjøl Bredning	0,073	0,062	0,135	984	136,9
373	Løgstør Bredning	0,173	0,167	0,340	812	418,9
374	Limfjord midt-syd	0,156	0,099	0,255	1033	246,4
375	Limfjord syd for Mors	0,134	0,077	0,210	833	252,6
376	Limfjord nordvest for Mors	0,069	0,062	0,132	679	193,9
377	Nissum Bredning	0,089	0,060	0,150	631	237,2
380	Ålborg Bugt nord, åbne del	0,196	0,243	0,439	869	504,9
381	Ålborg Bugt nord, indre del	0,060	0,068	0,128	897	143,2
390	Ålbæk Bugt, åbne del	0,214	0,297	0,510	841	606,9
391	Sæby kystområde	0,034	0,033	0,067	927	72,2
392	Ålbæk Bugt, indre del	0,090	0,100	0,190	879	216,4

ID	Navn	Tørdeposition kton N	Våddeposition kton N	Totaldeposition kton N	Totaldeposition/areal kg N/km ²	Areal km ²
4	<i>Nordlige Bælthav - samlet dansk del</i>	1,828	2,195	4,023	1023	3931,3
401	Nordlige Bælthav, åbne del øst	0,473	0,693	1,166	958	1216,8
402	Nordlige Bælthav, åbne del vest	0,476	0,461	0,937	1098	853,3
411	Sejrø Bugten nord	0,119	0,212	0,332	969	342,4
412	Sejrø Bugten syd	0,155	0,250	0,405	971	417,2
420	Farvandet nord for Fyn, åbne del	0,054	0,046	0,100	1197	83,7
421	Fælles Strand	0,001	0,001	0,001	1020	1,4
422	Farvandet nord for Gabet	0,049	0,045	0,094	1154	81,5
423	Odense Fjord	0,041	0,035	0,076	1188	64,4
425	Kystområde, farvandet nord for Fyn	0,009	0,008	0,017	1199	14,5
426	Nærrå Strand	0,004	0,003	0,007	1199	6,2
427	Æbelø Øst	0,011	0,009	0,020	1199	16,6
430	Området ud for Horsens Fjord, åbne del	0,125	0,123	0,248	1053	235,9
431	Sandbjerg Vig	0,013	0,011	0,024	1031	22,9
432	Asvig	0,014	0,009	0,023	1252	18,1
433	Horsens Fjord	0,063	0,040	0,103	1239	83,1
434	Saksild Bugt	0,034	0,036	0,071	1032	68,5
436	Norsminde Fjord	0,001	0,001	0,002	1034	1,8
440	Århus Bugt, åbne del	0,057	0,062	0,119	987	120,8
441	Kalø Vig	0,040	0,044	0,084	987	84,7
442	Skødshoved Flak	0,011	0,012	0,023	987	22,9
443	Begtrup Vig	0,008	0,009	0,016	987	16,6
444	Slettehage Rende	0,007	0,008	0,015	987	15,7
445	Århus Bugt, sydlige del	0,007	0,008	0,016	987	15,9
446	Århus Bugt, nordlige del	0,020	0,022	0,041	987	42,0
451	Ebeltoft Vig	0,035	0,046	0,081	963	84,3

ID	Navn	Tørdeposition kton N	Våddeposition kton N	Totaldeposition kton N	Totaldeposition/areal kg N/km ²	Areal km ²
5	<i>Lillebælt - samlet dansk del</i>	1,330	1,195	2,526	1088	2321,3
510	Nordlige Lillebælt, åbne del	0,094	0,083	0,177	1034	170,6
511	Æbelø vest	0,033	0,028	0,061	1127	54,3
512	Båring Vig	0,026	0,023	0,049	1031	47,4
513	Vejle Fjord	0,061	0,052	0,113	1039	108,3
520	Lillebælt, Snævringen hovedløb	0,036	0,031	0,067	1056	63,3
524	Gamborg Fjord	0,006	0,005	0,012	1148	10,1
526	Kolding Fjord	0,010	0,006	0,017	1149	14,6
530	Lillebælt Bredning, åbne del nord	0,045	0,035	0,080	1148	69,7
531	Fønsskov sydvestkyst	0,002	0,001	0,003	1148	2,9
532	Føns Vig	0,004	0,003	0,008	1148	6,8
533	Tybrind Vig	0,007	0,005	0,012	1148	10,1
534	Hejlsminde Bugt	0,003	0,002	0,004	1159	3,9
535	Mosvig	0,008	0,005	0,013	1156	11,5
536	Unavngivet	0,003	0,002	0,005	1148	4,0
54	Lillebælt Bredningen syd	0,002	0,001	0,003	1148	2,7
540	Lillebælt Bredning syd, åbne del	0,094	0,073	0,167	1148	145,3
541	Bredning syd-Fynssiden, Lillebælt	0,014	0,011	0,025	1148	22,0
543	Årø Sund	0,003	0,002	0,005	1148	4,7
544	Haderslev Fjord	0,004	0,003	0,006	1155	5,3
545	Ørby Strand	0,002	0,002	0,004	1148	3,7
546	Avnø Vig	0,000	0,000	0,000	1152	0,2
547	Sandersvig	0,003	0,002	0,005	1148	4,7
550	Mellemste Lillebælt øst, åbne del	0,129	0,125	0,254	1053	241,3
551	Åkrog Bugt	0,014	0,014	0,028	1052	26,8
552	Als nordøstkyst	0,008	0,008	0,016	1044	15,5
553	Flovt Strand	0,005	0,005	0,010	1072	9,1
560	Sydlig Lillebælt, åbne del	0,252	0,255	0,507	1061	477,5
561	Helnæs sydkyst	0,003	0,003	0,007	1044	6,2
562	Helnæs Bugt	0,035	0,034	0,070	1070	65,2
563	Lyø Krog	0,013	0,013	0,026	1118	23,1
564	Lyø sydkyst	0,006	0,006	0,012	1122	11,1
565	Ærø sydvestkyst	0,021	0,023	0,044	1037	42,7
566	Als Østkyst	0,030	0,028	0,058	1082	53,7
570	Flensborg Fjord, åbne del	0,070	0,062	0,132	1149	114,6
571	Inderfjorden, Flensborg Fjord	0,024	0,019	0,043	1258	34,1
572	Mellemfjorden, Flensborg Fjord	0,044	0,037	0,081	1181	69,0
573	Sønderborg Bugt	0,037	0,032	0,069	1149	60,0
574	Als Sydkyst	0,011	0,009	0,020	1149	17,4
575	Geltinger Bugt	0,013	0,011	0,024	1149	21,1

Tabel fortsættes

ID	Navn	Tørdeposition kton N	Våddeposition kton N	Totaldeposition kton N	Totaldeposition/areal kg N/km ²	Areal km ²
5	Lillebælt - samlet dansk del	1,330	1,195	2,526	1088	2321,3
<i>Fortsat</i>						
580	Mellemste Lillebælt, åbne del vest	0,075	0,065	0,140	1081	129,1
581	Als Nordkyst	0,008	0,008	0,016	1045	15,3
582	Åbenrå Fjord	0,021	0,016	0,037	1115	33,0
583	Låddenhøj	0,003	0,002	0,005	1115	4,2
584	Genner Bugt	0,003	0,002	0,006	1115	5,1
585	Diernæs Bugt	0,005	0,004	0,010	1115	8,7
586	Sandvig	0,004	0,003	0,007	1111	6,7
587	Halk Strand	0,004	0,004	0,007	1051	6,9
591	Als Fjord	0,019	0,019	0,038	1052	36,0
592	Augustenborg Fjord	0,009	0,008	0,017	1070	15,8
593	Als Sund	0,003	0,003	0,006	1097	5,9

ID	Navn	Tørdepo- sition	Våddepo- sition	Totalde- position	Totaldepo- sition/areal	Areal
		kton N	kton N	kton N	kg N/km ²	km ²
6	<i>Storebælt - samlet dansk del</i>	2,233	2,549	4,783	1050	4556,6
610	Storebælt øst, åbne del	0,461	0,490	0,952	1123	847,1
611	Kalundborg Fjord	0,026	0,033	0,059	1035	56,8
612	Jammerland Bugt	0,058	0,066	0,124	1154	107,2
613	Musholm Bugt	0,074	0,074	0,147	1248	118,1
614	Agersø Sund nord	0,030	0,029	0,058	1243	47,1
620	Storstrømmen-Smålandsfarvandet	0,282	0,371	0,653	953	684,8
621	Agersø Sund syd	0,033	0,038	0,071	1050	67,4
622	Karrebæksminde Bugt	0,120	0,158	0,277	959	289,3
623	Smålandsfarvandet, østlige del	0,053	0,073	0,126	943	133,6
625	Guldborg Sund	0,036	0,046	0,082	998	82,3
626	Smålandsfarvandet, Lolland	0,068	0,086	0,154	981	157,3
631	Storstrømmen	0,024	0,033	0,058	945	61,1
632	Ulvsund	0,020	0,025	0,044	957	46,4
633	Grønsund	0,014	0,021	0,035	888	39,0
640	Langlandsbælt, åbne del	0,227	0,264	0,492	1016	484,0
642	Langlandsbælt, Lolland	0,051	0,059	0,110	997	110,0
643	Langlandsbælt, Langeland	0,050	0,055	0,105	1047	100,6
644	Langeland nordvestkyst	0,003	0,003	0,006	1078	5,5
651	Ringsgård Bassin	0,044	0,041	0,085	1122	75,4
652	Svendborg Sund	0,010	0,010	0,019	1095	17,8
653	Det Centrale Øhav	0,129	0,136	0,265	1054	251,6
654	Ærø Bassin	0,072	0,073	0,145	1080	134,6
660	Langelandssundet, åbne del	0,064	0,070	0,134	1083	123,9
661	Langeland vestkyst	0,017	0,019	0,037	1078	34,0
662	Vemmenæs	0,003	0,003	0,006	1078	5,4
663	Lunkebugten	0,006	0,006	0,012	1078	11,0
664	Thurø	0,005	0,005	0,010	1078	9,2
665	Fynskysten, Langelands-sundet	0,019	0,021	0,041	1086	37,5
670	Storebælt vest, åbne del	0,157	0,162	0,318	1131	281,4
671	Tårup Strand	0,006	0,006	0,012	1217	9,8
672	Nyborg Fjord	0,006	0,006	0,012	1217	9,6
674	Fynskysten, Storebælt	0,024	0,022	0,046	1217	38,1
675	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord	0,020	0,017	0,037	1217	30,2
676	Hinsholm østkyst	0,023	0,028	0,051	1032	49,7

ID	Navn	Tørdeposition	Våddeposition	Totaldeposition	Totaldeposition/areal	Areal km ²
		kton N	kton N	kton N	kg N/km ²	
7	<i>Øresund - samlet dansk del</i>	0,489	0,661	1,150	834	1379,4
710	Sydlig Øresund, åbne del	0,123	0,147	0,270	837	321,9
711	Sydlig Øresund-Stevns	0,015	0,012	0,027	1103	24,5
712	Køge Bugt	0,157	0,184	0,341	913	373,2
713	Amager sydkyst	0,009	0,012	0,021	759	28,1
720	Nordlig Øresund, åbne del	0,109	0,161	0,270	754	358,3
721	Amager/Svanemølle Bugten	0,020	0,027	0,047	757	61,9
722	Farvandet ved Tårnbæk	0,008	0,012	0,019	749	25,7
723	Nivå Bugt	0,015	0,024	0,039	755	51,9
724	Helsingør red	0,002	0,004	0,006	782	8,1
730	Øresund-Tragten, åbne del	0,020	0,048	0,068	881	77,0
731	Hellebæk kyst	0,005	0,011	0,016	808	20,2
732	Hornbæk Bugt	0,005	0,012	0,016	894	18,0
733	Gilleleje grunde	0,003	0,007	0,009	894	10,5
79	Øresund svenske del	0,301	0,454	0,755	787	959,3

ID	Navn	Tørdeposition	Våddeposition	Totaldeposition	Totaldeposition/areal	Areal km ²
		kton N	kton N	kton N	kg N/km ²	
8	<i>Sydlig Bælthav - samlet dansk del</i>	0,970	1,340	2,310	934	2473,1
810	Sydlig Bælthav vest, åbne del	0,362	0,418	0,780	999	781,0
811	Vejsnæs Bugt	0,052	0,057	0,109	1021	106,9
82	Sydlig Bælthav Øst	0,430	0,669	1,099	896	1226,1
821	Farvandet syd for Lolland	0,033	0,042	0,075	967	77,6
822	Lambo farvand	0,094	0,153	0,247	878	281,4

ID	Navn	Tørdepo- sition	Våddepo- sition	Totalde- position	Totaldepo- sition/areal	Areal km ²
		kton N	kton N	kton N	kg N/km ²	
9	<i>Østersøen - samlet dansk del</i>	4,240	7,083	11,323	764	14830,6
90	Østersøen, åbne del	3,171	5,598	8,769	743	11805,4
910	Østersøen-Bornholm, åbne del	0,475	0,701	1,176	782	1504,3
911	Bornholm Rønne	0,006	0,010	0,017	775	21,6
912	Bornholm vest	0,008	0,012	0,020	762	26,4
913	Bornholm nord	0,027	0,034	0,061	807	76,2
914	Bornholm øst	0,024	0,037	0,062	785	78,5
915	Bornholm syd	0,013	0,025	0,038	763	50,2
92	Farvandet øst for Falster-Møn	0,134	0,209	0,344	874	393,1
921	Farvandet øst for Falster	0,035	0,056	0,091	874	104,7
922	Hjelm Bugt	0,038	0,051	0,088	919	96,3
930	Fakse Bugt, åbne del	0,206	0,237	0,442	966	458,1
931	Fakse Bugt-Møn	0,015	0,020	0,036	916	39,1
932	Stege Bugt	0,021	0,026	0,046	961	48,0
933	Bøgestrømmen	0,019	0,024	0,043	961	44,6
935	Præstø Fjord	0,010	0,012	0,022	961	22,8
936	Fakse Bugt-Stevns	0,036	0,031	0,067	1102	61,1

Den samlede atmosfæriske tør- våd- og totaldeposition af kvælstof til de danske hovedfarvande.

ID	Navn	Tørdepo- sition	Våddepo- sition	Totalde- position	Totaldepo- sition/areal	Areal
		kton N	kton N	kton N	kg N/km ²	km ²
1	Nordsøen - samlet dansk del	10,082	21,460	31,541	645	48887,9
2	Skagerrak - samlet dansk del	2,150	5,284	7,434	732	10150,2
3	Kattegat - samlet dansk del	5,534	8,707	14,241	846	16841,4
3	Kattegat, svenske del	1,513	3,806	5,319	789	6741,6
4	Nordlige Bælthav - samlet dansk del	1,828	2,195	4,023	1023	3931,3
5	Lillebælt - samlet dansk del	1,330	1,195	2,526	1088	2321,3
6	Storebælt - samlet dansk del	2,233	2,549	4,783	1050	4556,6
7	Øresund - samlet dansk del	0,489	0,661	1,150	834	1379,4
79	Øresund svenske del	0,301	0,454	0,755	787	959,3
8	Sydlig Bælthav - samlet dansk del	0,970	1,340	2,310	934	2473,1
9	Østersøen - samlet dansk del	4,240	7,083	11,323	764	14830,6
10	<i>Alle danske farvande</i>	<i>29,929</i>	<i>50,475</i>	<i>79,332</i>	<i>753</i>	<i>105371,7</i>

Bilag 4

Årlig næringsstofftilførsel 1990-96

Årlig tilførsel 1990-96 af kvælstof og fosfor fra Danmark (DK), Sverige (S), Tyskland (D) og atmosfæren (Atm.) til henholdsvis Kattegat, Bælthavet og Øresund. I den danske tilførsel til Kattegat er taget hensyn til retension/frigivelse i de tilstødende danske fjorde. I den svenske tilførsel til Kattegat indgår tilførslen via Götaelven. I den tyske tilførsel til Bælthavet mangler punktkilder fra Mecklenburg-Vorpommern, samt fosfortilførsel fra et vandløb til Mecklenburg Bugt. Enheden er tons pr. år.

Kattegat	DK TN	S TN	Atm. N	DK TP	S TP
1990	28233	33572	23786	1547	795
1991	21050	32739	21120	1291	808
1992	21181	34693	28348	1239	625
1993	21247	36348	22811	878	755
1994	33143	40706	25935	1404	943
1995	18747	37562	21699	927	862
1996	8987	21710	18573	635	400

Bælthavet	DK TN	D TN	Atm. N	DK TP	D TP
1990	36501	9876	19695	1838	387
1991	29745	10743	21012	1420	349
1992	32321	10888	19531	1136	287
1993	36099	16482	17764	1009	393
1994	42090	20402	17717	1190	463
1995	27080	14318	19331	817	352
1996	10654	5114	17902	507	208

Øresund	DK TN	S TN	Atm. N	DK TP	S TP
1990	11795	6737	2245	2240	301
1991	7112	8607	2628	1393	254
1992	6434	10037	2554	1023	156
1993	7994	10023	2306	956	196
1994	7712	10969	2444	997	206
1995	5966	7059	2327	764	135
1996	3166	4263	2260	459	81

Årlig kvælstof- og fosfortilførsel fra Danmark (DK) og atmosfæren (Atm.) til henholdsvis Nordsøen, Skagerrak og Østersøen. Atmosfærisk deposition er beregnet for hele den danske del af farvandene. I landtilførslen til Nordsøen er indregnet retension/frigivelse af næringsstoffer i Ringkøbing og Nissum fjorde. Enheden er tons pr. år. TN = kvælstof, TP = fosfor, N = uorganisk kvælstof.

Farvands- område	Variabel	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Nordsøen	DK TN	17953	15659	20090	18069	22625	18080	8571
	DK TP	969	918	715	567	778	659	271
	Atm. N	45666	37812	42248	35339	44697	40354	47866
Skagerrak	DK TN	3500	2821	2932	2435	3623	2657	1702
	DK TP	240	219	177	133	205	146	69
	Atm. N	11818	10172	10943	8500	10195	9929	9253
Østersøen	DK TN	2399	3524	3324	4357	4508	2505	1625
	DK TP	173	168	164	130	132	95	69
	Atm. N	15093	16632	15609	12495	12028	14142	13414

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997

Kvælstof

1997 var i lighed med 1996 et 'tørt' år med ringe nedbør og ferskvandsafstrømningen i vandløbene var derfor kun ca. 2/3 af gennemsnittet for perioden 1989-96. Kvælstoftransporten i vandløb er meget afhængig af vandafstrømningen, og den samlede kvælstoftilførsel med vandløb til de marine områder i 1997 var derfor kun 45.400 tons N mod gennemsnitlig 84.200 tons i perioden 1989-96. De marine områder tilførtes derudover 4.400 tons N via direkte spildevandsudledninger. Størstedelen af kvælstoftilførslen til vandløb og dermed den landbaserede kvælstoftilførsel til de marine områder kan stadig tilskrives dyrkningsbetingede tab fra landbrugsjord.

Der er gennemført en række tiltag for at mindske den landbrugsrelaterede kvælstofforurening.

Således er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mill. kg N i 1985 til 282 mill. kg N i 1997. Tilførsel af husdyrgødning er faldet fra 260 mill. kg N til 228 mill. kg N i samme periode. Faldet skyldes bedre udnyttelse af foderet. Nettotilførslen af kvælstof, dvs. forskellen mellem tilført og høstet kvælstof, udgjorde 134 kg N/ha i 1985 og 90 kg N/ha i 1997 og er over hele perioden faldet med 23%.

Detaljerede undersøgelser i 6 landovervågningsoplande viser, at der i perioden 1990-97 er sket forbedringer i landbrugspraksis. Overgødskningen er mindsket, og handelsgødningsforbruget er reduceret, således at udnyttelsen af husdyrgødning er forbedret med ca. 31%-point. I 1997 blev minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning dog ikke opfyldt på ca. 12% af ejendommene, som anvendte husdyrgødning, og der blev overgødet på ca. 20% af arealet. Overgødskningens størrelse er dog reduceret væsentligt. Kvælstofudvaskningen fra rodzonen er beregnet med en empirisk model. En beregning for alle markerne i oplandene for de 8 driftsår ved normaliseret klima viser en reduktion i udvaskningen på ca. 23-25% fra 1989/90 til 1996/97.

I vandløbene ses ikke en reduktion af tilsvarende omfang. Når der søges taget højde for den naturligt klimatisk betingede variation, vurderes kvælstoftransporten i vandløb, der afvander dyrkede områder uden spildevandsudledninger, kun at være faldet med i gennemsnit ca. 7% siden 1989. De gennemførte forbedringer på landbrugsområdet og den reducerede udvaskning fra rodzonen har dermed endnu ikke ført til en markant generel reduktion i den landbaserede tilførsel af kvælstof til de marine områder.

Fosfor

Den samlede landbaserede tilførsel af fosfor med vandløb og via direkte spildevandsudledninger var i 1997 1820 t P og dermed den lavest målte siden midten af 1980'erne, hvor tilførslerne var ca. 10.000 tons P. Reduktionen kan tilskrives den forbedrede spildevandsrensning.

De marine områder

Åbne farvande

Omsætningen af næringsstoffer i store lukkede fjorde har stor betydning for, hvor stor en andel af den landbaserede næringsstofftilførsel der når frem til de åbne farvande. Tilbageholdelsen af kvælstof i Limfjorden, Ringkøbing, Nissum og Mariager fjorde var i gennemsnit for perioden 1990-96 af størrelsesordenen 40% af tilførslen fra land til fjordene, mens fjordene eksporterede omtrent dobbelt så meget fosfor til de åbne farvande, som de fik tilført fra land. Eksporten af fosfor fra fjordenes sedimenter medfører, at fosforbelastningen til Kattegat ikke, som i andre farvande, er reduceret signifikant.

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren udgør i gennemsnit for perioden 1990-96 ca. 30% af den samlede kvælstoftilførsel til Kattegat og Bælthavet og 13% af den samlede kvælstoftilførsel til Øresund. Atmosfæredepositionen af kvælstof er i sommerperioden maj-september af samme størrelse eller større end tilførslen fra land i Kattegat og Bælthavet og får derved stor betydning for primærproduktionen.

Fosforkoncentrationerne i overfladen i de danske farvande er faldet signifikant i perioden 1989-97 i takt med udbygningen af spildevandsrensningen. I de indre farvande ses i samme periode et fald i kvælstofkoncentrationerne svarende til udviklingen i nedbør og afstrømning. Endelig er silikatkoncentrationerne faldet over en længere periode. I overensstemmelse med de faldende næringsstoffkoncentrationer viser udviklingen i alge- og dyreplanktonbiomassen og primærproduktionen en klar nedgang i de frie vandmassers biologiske aktivitet.

I 1997 var iltforholdene ligesom i 1996 relativt gode i de åbne farvande. Trend analyser af udviklingen i sensommer-efterår viser et fald i iltindholdet fra 1970erne til slutningen af 1980erne. Derefter er der observeret en signifikant stigning i perioden 1989-97 i efterårets iltkoncentration i det sydlige Kattegat og Øresund, mens dette ikke er tilfældet i det sydlige Bælthav. I forårsperioden er iltindholdet steget signifikant i Bælthavet i perioden 1989-97. Modelberegninger viser, at en vedvarende reduktion i den direkte kvælstoftilførsel til de indre farvande vil forbedre iltforholdene markant, men vil ikke forhindre, at der stadig kan optræde iltsvind i udsatte områder, især i ugunstige år. Vindblandingen i efteråret har stor indflydelse på, hvor lave iltkoncentrationerne når at blive i det enkelte år.

Udbredelsen af ålegræs er kraftigt reduceret siden 1900 som følge af øget næringsstofftilførsel. Ålegræssets dybdegrænse i de enkelte far-

vandsområder har ikke udvist generelle tendenser til stigning eller fald gennem perioden 1989-97. I 1997 steg ålegræssets maksimale dybdegrænse dog i mange kystområder, og det var ofte nyspirede planter, der udgjorde dybdegrænsen.

Det generelle mønster i udviklingen i bundfaunaens individtæthed og biomasse er to-toppet med høje værdier først i 1980'erne og først i 1990erne. Det observerede mønster er en kombination af variation i primærproduktionen og begrænsninger som følge af arternes livshistorier, fx levealder. Iltmangel kunne på de 4 analyserede stationer med lange tidsserier forklare reduktioner efter 1988 og 1992 i Arkona Havet og efter 1988 i det sydøstlige Kattegat.

De danske fjorde

De danske fjordes miljøtilstand udviste i 1997 et positivt respons på den reducerede næringsstofftilførsel, forårsaget af udbygget spildevandsrensning i kombination med meget lav afstrømning og dermed lav diffus tilførsel i 1996 og 1997. Sammenfaldende med lave næringsstofkoncentrationer blev der således frem til sensommeren 1997 i de fleste fjorde registreret mindre planteplankton, større sigtdybde, større dybdeudbredelse af bundvegetation og færre enårige alger end i årene før 1996.

Den usædvanligt varme og stille sensommer 1997 betød til gengæld udbredt iltsvind i mange fjorde. Dette medførte stor frigivelse af næringsstoffer fra bunden og i mange fjorde en kraftig opblomstring af planteplankton og enårige alger. De udbredte iltsvind medførte også, at bunddyrene gik tilbage i mange fjordområder.

Ingen af de danske fjordområder opfylder de målsætninger, der er fastsat i amternes planer for vandområdernes miljøtilstand. Målsætningerne kan først forventes opfyldt ved en vedvarende reduktion i de diffuse kilder, samtidig med at de interne næringsstofpuljer i sedimenterne efterhånden reduceres.

Vandløbenes miljøtilstand

Vandløbenes miljøtilstand i 1997 var, bedømt ud fra sammensætningen af smådyr, ikke signifikant forskellig fra tidligere år.

Søernes miljøtilstand

I 19 af de 37 søer, der overvåges, er der siden 1989 konstateret et signifikant fald i fosforkoncentrationen. Denne forbedring kan forklares ved en mindre fosfortilførsel til søerne, specielt er fosfortilførslen fra spildevand reduceret markant til mange af søerne. Faldet i fosforkoncentrationer kan nu også i de fleste af disse søer registreres i et tilsvarende fald i mængden af planteplankton. Vandets klarhed er således også øget i 10 af de 37 søer. Sammensætningen af planteplanktonet er tilsvarende ændret mod typer, der er knapt så fosforkrævende i flere af søerne. Blågrønalgene er således forsvundet fra en række søer. I andre søer er blågrønalgene dog tiltaget i mængde.

Dette er dog en naturlig følge af, at reduktionen i fosforkoncentrationen i disse søer endnu ikke er tilstrækkelig til, at blågrønalgerne ikke kan klare sig. I flere af søerne har ændringer i den biologiske struktur (bl.a. fiskesammensætningen) også haft afgørende indflydelse på stofomsætningen og vandkvaliteten.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

*Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 413
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

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

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

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

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

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

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

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1997

- Nr. 218: Vandføringsevne i danske vandløb 1976-1995. Af Iversen, H.L. & Ovesen, N.B. 2. udg. 55 s., 50,00 kr.
- Nr. 219: Kragefuglejagt i Danmark. Reguleringen af krage, husskade, skovskade, råge og allike i sæsonen 1990/91 og jagtudbyttet i perioden 1943-1993. Af Asferg, T. & Prang, A. 58 s., 80,00 kr.
- Nr. 220: Interkalibrering af bundvegetationsundersøgelser. Af Middelboe, A.L., Krause-Jensen, D., Nielsen, K. & Sand-Jensen, K. 34 s., 100,00 kr.

1998

- Nr. 221: Pollution of the Arctic Troposphere. Northeast Greenland 1990-1996. By Heidam, N.Z., Christensen, J., Wählin, P. & Skov, H. 58 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 222: Sustainable Agriculture and Nature Values - using Vejle County as a Study Area. By Hald, A.B. 93 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 223: Ændringer i bekæmpelsesmidlernes egenskaber fra 1981-1985 frem til 1996. Af Clausen, H. 61 s., 45,00 kr.
- Nr. 224: Natur og Miljø 1997. Påvirkninger og tilstand. Red. Holten-Andersen, J., Christensen, N., Kristiansen, L.W., Kristensen, P. & Emborg, L. 288 s., 190,00 kr.
- Nr. 225: Sources of Phthalates and Nonylphenoles in Municipal Waste Water. A Study in a Local Environment. By Vikelsøe, J., Thomsen, M. & Johansen, E. 50 pp., 45,00 kr.
- Nr. 226: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1997. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 35 s., 50,00 kr.
- Nr. 227: Impact Assessment of an Off-Shore Wind Park on Sea Ducks. By Guillemette, M., Kyed Larsen, J. & Clausager, I. 61 pp., 60,00 kr.
- Nr. 228: Trafikdræbte dyr i landskabsøkologisk planlægning og forskning. Af Madsen, A.B., Fyhn, H.W. & Prang, A. 40 s., 60,00 kr.
- Nr. 229: Ynglefugle i Vadehavet 1996. Af Rasmussen, L.M. & Thorup, O. 101 s., 90,00 kr.
- Nr. 230: On the Fetch Dependent Drag Coefficient over Coastal and Inland Seas. By Geernaert, G.L. & Smith, J.A. 20 pp., 35,00 DKK.
- Nr. 231: Mere brændstofeffektive køretøjer. CO₂-konsekvenser og samfundsøkonomi. Af Møller, F. & Winther, M. 74 s., 100,00 kr.
- Nr. 232: Fragmentering og korridorer i landskabet - en litteraturudredning. Af Hammershøj, M & Madsen, A.B. 110 s., 100,00 kr.
- Nr. 233: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 1997-1998. Af Noer, H., Madsen, J., Hartmann, J., Kanstrup, N. & Kjær, T. 61 s., 60,00 kr.
- Nr. 234: Background Concentrations for Use in the Operational Street Pollution Model (OSPM). By Jensen, S.S. 107 pp., 125 DKK.
- Nr. 235: Effekten på sangsvane ved etablering af en vindmøllepark ved Overgaard gods. Af Larsen, J.K. & Clausen, P. 25 s., 35,00 kr.
- Nr. 236: The Marine Environment in Southwest Greenland. Biological Resources, Ressource Use and Sensitivity to Oil Spill. By Mosbech, A., Boertmann, D., Nymand, J., Riget, F. & Acquarone, M. 202 pp., 250,00 DKK (out of print).
- Nr. 237: Råvildt og forstyrrelser. Af Olesen, C.R., Theil, P.K. & Coutant, A.E. 53 s., 60,00 kr.
- Nr. 238: Indikatorer for naturkvalitet i søer. Af Jensen, J.P. & Søndergaard, M. 39 s., 50,00 kr.
- Nr. 239: Aromater i spildevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. & Hansen, A.B. 64 s., 60,00 kr.
- Nr. 240: Beregning af rejsetider for rejser med bil og kollektiv trafik. ALTRANS. Af Thorlacius, P. 54 s., 74,00 kr.
- Nr. 241: Control of Pesticides 1997. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Køppen, B. & Petersen, K.K. 24 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 242: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1997/98 i Danmark. Af Clausager, I. 50 pp., 45,00 kr.
- Nr. 243: The State of the Environment in Denmark 1997. By Holten-Andersen, J., Christensen, N., Kristensen, L.W., Kristensen, P. & Emborg, L. (eds.). 288 pp., 190,00 DKK.
- Nr. 244: Miljøforholdene i Tange Sø og Gudenåen. Af Nielsen, K., Jensen, J.P. & Skriver, J. 63 s., 50,00 kr.
- Nr. 247: The Ecology of Shallow Lakes - Trophic Interactions in the Pelagial. Doctor's dissertation (DSc). By Jeppesen, E. 358 pp., 200,00 DKK.
- Nr. 248: Lavvandede søers økologi - Biologiske samspil i de frie vandmasser. Doktordisputats. Af Jeppesen, E. 59 s., 100,00 kr.
- Nr. 250: Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg, III. Feltundersøgelser og litteraturudredning. Af Jeppesen, J.L., Madsen, A.B., Mathiasen, R. & Gaardmand, B. 69 s., 60,00 kr.