



## **Statlig program for forurensningsovervåking**

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge

SPFO-rapport: 964/2006

TA-2196/2006

ISBN 82-577-5015-8

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)

Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning-NIVA

• **Årsrapport for 2005**

**Rapport  
964/06**

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2005.



Utførende institusjoner:

Norsk Institutt for Vannforskning NIVA

Havforskningsinstituttet HI/HFF

Prosjektansvarlig: NIVA

NIVA-prosjektnr.: O-26050

NIVA-rapport: 5286-2006

## Forord

Kystovervåkingsprogrammet - "Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge" ble startet opp i 1990 under Statlig program for forurensningsovervåking. Programmet ble utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1989 på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT). Kystovervåkingsprogrammet omfatter hydrofysiske, -kjemiske og biologiske undersøkelser (plankton, hard- og bløtbunn) langs den ytre kyst av Sør-Norge. Den hydrofysiske/-kjemiske delen av programmet utføres av Havforskningsinstituttet i Bergen (HI), Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen (HFF) i Arendal og NIVA. De biologiske undersøkelsene utføres av NIVA. NIVA har også hovedansvaret for gjennomføring av prosjektet og utarbeidelse av rapportene.

Denne rapporten beskriver miljøtilstanden i 2005 og utviklingstrender i perioden fra 1990 til i dag.

Rapporten er skrevet av følgende personer (NIVA om ikke annet er gitt):

Klima, vannmasser og næringssalter: Jan Magnusson og Jan Aure (HI)

Planteplankton: Torbjørn Johnsen og Evy Lømsland

Dyreplankton: Einar Dahl (HFF) og Tone Falkenhaus (HFF)

Bløtbunn: Brage Rygg og Hans Christer Nilsson

Hardbunn: Norman Green, Frithjof Moy, Are Pedersen, Mats Walday

Temadel: Torbjørn Johnsen, Evy Lømsland og Tone Falkenhaus (HFF)

Redaktør for rapporten: Frithjof Moy

Saksbehandler hos SFT er Karen Fjøsne.

Alle som har medvirket til gjennomføring av overvåkingsprogrammet i 2005, takkes for god innsats.

Vi takker Danmarks Miljøundersøkelser, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut og Biologische Anstalt Helgoland for å kunne benytte deres hydrografidata fra Kattegat og Tyskebukta.

Innsamling og opparbeiding er godkjent av Norsk Akkreditering etter ISO 17025 akkrediteringsstandard

Oslo, 19. juni 2006



Frithjof Moy

## Innhold:

<b>Sammendrag .....</b>	<b>4</b>
<b>Summary .....</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning .....</b>	<b>8</b>
1.1 Bakgrunn for programmet.....	8
1.2 Målsetting.....	8
1.3 Faginnhold og stasjonsnett.....	8
1.4 Metodikk .....	10
<b>2. Klima og vannmassene i Skagerrak .....</b>	<b>11</b>
2.1 NAO, lufttemperatur, nedbør og innstråling.....	11
2.2 Vannmasser og sjøtemperatur .....	13
<b>3. Tilførsler av næringsalter til Skagerrak.....</b>	<b>16</b>
<b>4. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak.....</b>	<b>20</b>
4.1 Vinterverdier i overflatelaget .....	20
4.2 Sommerverdier i overflatelaget.....	23
4.3 Siktedyp .....	26
4.4 Vannkvalitet i dypere vannmasser .....	27
<b>5. Planktonsamfunn i Skagerrak .....</b>	<b>32</b>
5.1 Planteplankton i 2005.....	32
5.2 Utvikling i planteplanktonsamfunn over tid .....	36
5.3 Dyreplankton i 2005.....	40
5.4 Endring i dyreplanktonet over tid .....	42
<b>6. Hardbunnssamfunn .....</b>	<b>44</b>
6.1 Tilstand.....	44
6.2 Utvikling over tid .....	48
<b>7. Bløtbunnssamfunn i Skagerrak .....</b>	<b>63</b>
7.1 Bunnfauna .....	63
7.2 Bunnsedimenter .....	72
7.3 Tidstrender .....	74
7.4 SPI: Ny bløtbunnsmetodikk .....	74
<b>8. Tema: Planktonsamfunn .....</b>	<b>78</b>
8.1 Planteplankton som trofiindikator.....	78
8.2 Dyreplankton – bindeleddet mellom algeplankton og høyere organismer .....	84
<b>9. Referanser.....</b>	<b>92</b>

## Sammendrag

Denne årsrapporten fra Kystovervåkingsprogrammet, 'Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge' under Statlig program for forurensningsovervåking, beskriver miljøstatus i kystvannet i Skagerrak i 2005 og utviklingstrender i perioden fra programstart i 1990 og fram til i dag. Rapporten omfatter klima, næringssalter, vannkvalitet og biologisk mangfold i vannsøylen (plankton), på hardbunn (makroalger og dyr) og bløtbunn (dyr). Temaseksjonen i årets rapport belyser planktonsamfunnet som lever i kyststrømmen langs Skagerrakkysten. Planteplankton brukes som et biologisk kvalitetselement i EUs vannrammedirektiv og dyreplanktonet er bindeleddet mellom planteplankton og næringskjeden med høyere organismer.

Programmets målsetning er: a) gi oversikt over miljøtilstanden mht. næringssalter og effekter av disse, b) identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norskekysten, c) kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjoner over tid, d) kartlegge effekter av næringssalter på utvikling og tilstand i hard- og bløtbunnsamfunn og e) dokumentere det biologiske mangfoldet og beskrive endringer i dette.

Klimaet vinteren 2005 ga normale vindforhold, men luft- og sjøtemperaturen var over det normale. Mars var kald med normalt lav sjøtemperatur. For resten av året var sjøtemperaturen over det normale med unntak av deler av mai og juni hvor den var normal. Høyeste sjøtemperatur i 2005 ble observert i juli ved Flødevigen. Nedbøren var større enn normalt i månedene mai, juli, oktober og november

Vannkvaliteten i Skagerrak var i 2005 god (II) eller meget god (I) med hensyn til nitrogen og fosfor. Forholdstallet mellom nitrat og fosfat, nitrat og silikat og fosfat og silikat var også godt. Partikkelkonsentrasjonen (TSM) ved Jomfruland øker over hele perioden 1991-2005, men i 2004 og 2005 var den betydelig lavere enn de to foregående årene. Partikkelkonsentrasjonen ved Arendal har avtatt siden 2000 og er i 2005 som gjennomsnittet. Også partikkelbundet organisk karbon, nitrogen og fosfor var mindre i 2004 og 2005 enn de to foregående årene ved Jomfruland og Arendal. POC/PON-forholdet indikerer at mesteparten av de organiske partiklene har marin opprinnelse. Resultatene kan tyde på at det i perioden 1999-2002 var redusert vannkvalitet med spesielt store konsentrasjoner av nitrogen i 1999 og 2002. Siktedyptet var meget godt til godt i 2005, unntatt ved Arendal (mindre god), men har vært avtagende i hele perioden for alle stasjoner unntatt Jomfruland.

Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (>200 m) avtar over perioden 1991-2005, men forholdene er fortsatt meget gode. Økende oksygenforbruk i bassengvannet i Risørfjorden fra 1980 og de avtagende oksygenkonsentrasjonene i dypvannet avspeiler en økt organisk belastning langs kysten.

Våroppblomstringen i 2005 startet relativt tidlig (februar) og var den kraftigste oppblomstring av kiselalgen *Skeletonema* på mer enn 10 år. Oppblomstringen ble etterfulgt av de høyeste tettheter av hoppekrepsen *Calanus* som er målt i 10-årsperioden. Sommerblomstringen av kalkalgen *Emiliania huxleyi* var også rekordhøy i 2005 og i oktober ble det registrert en kraftig høstopplomstring dominert av flagellater og nakne dinoflagellater. I mellomliggende perioder var det lave konsentrasjoner av planktonalger og totalt sett var algebiomassen lav i 2005 (16,8 g C/l/år) og på nivå med de tre foregående årene. Foruten våroppblomstringen var tettheten av *Calanus* resten av året på nivå med gjennomsnittet 1994-2004. Tettheten av små copepoder som *Paracalanus/Pseudocalanus* og *Oithona* var lavere i 2005 enn året før. Totalt

over året var biomassen av zooplankton på nivå med gjennomsnittet 1994-2004. Med hensyn til forekomster av potensielt toksiske dinoflagellater ble *Alexandrium* (PSP-producent) registrert med konsentrasjon over faregrensenivå i mai, og *Dinophysis acuta* (DSP-producent) hadde forekomster over faregrensenivå i september og oktober. I 2005 som i 2004 ble det observert store mengder detritus i vannprøvene fra Skagerrak.

Artsmangfoldet i hardbunnsamfunnet var i 2005 omtrent som gjennomsnittet, unntatt på Sørlandskysten som viste en generell nedgang i antall arter og forekomst av hardbunnsdyr. Det ble spesielt registrert færre vannfiltrerende dyr (som svamp, børsteormer og sjøpunger), men også snegl og sjøstjerner. Tilstanden i makroalgevegetasjonen var generelt normal med bare mindre variasjoner. Tilstanden i tareskogen var i 2005 generelt god med økt tilvekst av både stortare og sukkertare. I C og D-området var det også god forekomst av fingertare. Det ble også registrert økt voksedyp for fagerving, som indikerer mindre grumsete vann og bedre lystilgang. Nedgangen i hardbunnsfauna kan kobles til markert økt mengde slam på bunnen observert de siste 5 år. En effekt av bedre miljøtilstand i 2005 vil på grunn av treghet i systemet eventuelt først kunne spores om noen år.

Tilstanden i bløtbunnsamfunnene i Skagerrak og på Vestlandet i 2005 var stort sett meget god eller god (etter SFTs miljøkvalitetskriterier) med høyt arts mangfold. Forekomst av indikatorarter som viser gode miljøforhold, hadde høyest indeks (best tilstand) på stasjon C38 ved Lista og D20 utenfor Sotra. Lavest indikatorartsindeks viste skjærgårdsstasjonen B05 utenfor Grimstad. Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet var lavt til moderat (meget god til god tilstand) på alle stasjonene gjennom hele perioden 1990-2005, bortsett fra på B05 (mindre god tilstand). TOC på B05 økte i perioden fra 1990 til 2003 og enkelte prøver viste dårlig tilstand. Ny fotometodikk (SPI - sediment profiling images) ble utprøvet i nær-området til B05. Analysen viste varierende sedimentfasthet, men generelt god faunatilstand med dyptgravende organismer.

Den tematiske seksjonen tar for seg erfaringer, bruk og nytte av planktonundersøkelser i overvåking og fastsetting av naturtilstand. Planktonundersøkelser har vært inkludert i Kystovervåkingsprogrammet siden 1994, med prøvetaking av både planteplankton og dyreplankton ca hver 14 dag på stasjon Arendal 2. Planteplankton er første leddet i næringskjeden og danner grunnlaget for dyreplanktonet som er bindeleddet til høyere organismer. Rask vekst gjør at planktonet responderer raskt på endringer i miljøtilstanden og planteplankton brukes derfor som en indikator (biologisk kvalitetselement) i EUs vannrammedirektiv. I den sammenheng diskuteres bruk av ulike mål på planteplanktonproduksjon. Dyreplanktonet beiter på planteplanktonet og er selv viktig føde for flere kommersielle fiskearter i Nordsjøen og Skagerrak. Undersøkelsene viser at det er viktig å følge utviklingen på artsnivå, da artssammensetningen gir informasjon om endringer i miljøtilstanden som ikke framkommer med andre og enklere metoder.

Kystovervåkingsprogrammet, ble startet i 1990 og er administrert og finansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Programmet ledes av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og undersøkelser utføres av NIVA i samarbeid med Havforskningsinstituttet (HI/HFF).

## Summary

This report on the environmental quality and trends in the coastal waters of the Skagerrak in 2005, from the Norwegian Coastal Monitoring Programme 'Long term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway', is part of State Pollution Monitoring Programme of the Norwegian Pollution Control Authority (SFT). The report describes the climate, nutrient loads, water quality and biological diversity in the water column (plankton), on hard bottom (macroalgae and animals) and soft bottom (animals). The thematic section discusses the planktonic community of the coastal current of the Skagerrak coast. Phytoplankton is used as a biological quality element in EU's Water Framework Directive and the zooplankton is the link between phytoplankton and the food web of higher organisms.

The purposes of the programme is to: a) give an overview of the environmental quality with respect to nutrients and effects of these, b) identify the regions from which the nutrients come, c) assess the temporal changes in nutrient concentrations, d) evaluate the effects that nutrients have on hard and soft bottom communities, and e) assess the changes in biological diversity.

The climate winter 2005 gave normal wind conditions but air and sea temperature were above normal. March was cold with low sea temperature. The rest of the year the sea temperature was above normal except for May and June when it was as normal. Warmest temperature in 2005 was measured in July at Flødevigen. The precipitation was greater the normal in May, July, October and November.

The water quality of Skagerrak was generally good or very good in 2005 with respect to nutrients and the ratio between nutrients, both winter and summer (SFT's Environmental Quality System). The concentration of total suspended matter (TSM) has decreased at station Arendal since a maximum in 2000. POC, PON, and POP have also decreased in 2004-2005. The analyses indicate improved water quality since the period 1999-2002 with high nutrients and reduced water quality. The ratio of POC/PON in 2005 indicate that the origin of the particles are mostly marine.

Oxygen content (saturation) in the deep water (>200m) was classified as 'very good', but a negative trend with reduced concentrations is seen in the data. Reduced concentrations together with increased oxygen consumption in the Risør fjord, indicate increased organic load on the coast of Skagerrak.

The spring bloom of diatoms started early in February and was the highest bloom of *Skeletonema* recorded in the program. The diatom bloom was followed by the highest densities of the copepod *Calanus* measured in the program. Except for a strong summer bloom of *Emiliana huxleyi* and a strong autumn bloom dominated by flagellates and dinoflagellates, the plankton algae biomass was low in 2005 (16,8 g C/l/år). The zooplankton biomass was as average of 1994-2004. The densities of small calanoid copepods like *Paracalanus/Pseudocalanus* and *Oithona* that has been dominating the last years, contributed less in 2005. A higher portion of larger zooplankton species is regarded as better food for fish. Concentrations above safety levels of *Alexandrium* (PSP) and *Dinophysis acuminata* (DSP) was present only in short periods in May, September and October resulting in few warnings of possible shellfish poisoning.

As in 2004, irregular masses of detritus including fungi-like clogs, was observed in the water samples in such quantities that phytoplankton counting was made difficult. The reason for this is not known.

The biodiversity in hard bottom communities in 2005 was as average except for the south coast where signs of reduced quality due to reduced number of species and abundance of hard bottom animals. Especially fewer filter feeders (like sponges, polychaetaes, and ascidians) was observed, but also snails and sea stars. The state of macroalgae communities was generally as normal with only minor variations. The state of kelp forest in 2005 was good with increased abundance of both curvie and sugar kelp. In region C and D oarweed was common. Increased lower growth range of sea beech in 2005, indicate less turbid waters and better light conditions for macroalgae growth. Reduced abundance of invertebrates correlates negatively with increased degree of cover of sediments on hard bottom, observed last 5 years. A possible positive response of the better conditions observed in 2005 will not be visible in these communities due to natural slow response.

The condition in the soft bottom communities in Skagerrak and West Norway was generally 'very good' or 'good' (according to SFT's classification system), characterised by high diversity at all stations. According to indicator species, best condition was recorded at C38 outside Lista and D20 outside Sotra. Lowest value was obtained at the shallow near-shore station B05 outside Grimstad. The content of organic carbon (TOC) in the sediment was generally low ('very good' to 'good') for all stations and years, except for B05 ('moderate'). The TOC has increased at this station during the period 1990-2003, but no deterioration of the faunal conditions have been detected. A new photo methodology (SPI - sediment profiling images) was tested in the B05 area and the image analyses indicated variable sediment hardness but generally good conditions with deep-burying animals.

The Coastal Monitoring Programme was started in 1990 and is administered and financed by Norwegian Pollution Control Authority (SFT). The programme is directed by the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and carried out by NIVA in co-operation with Institute for Marine Research (IMR).

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn for programmet

Kystområdene er sentrale som matkammer, oppvekst- og tilholdssted for en rekke arter og tilfredsstillende miljøforhold i disse områdene har stor betydning for både livet og produktiviteten i havområdet og for menneskenes trivsel (St.meld. nr. 64, 1991-92). Den menneskelige aktiviteten i Skagerrak, Nordsjøen og områdene som drenerer til dette havområdet, har bidratt til økende forurensningstilførsler via elver, luft, og direkteutslipp, samt tiltagende interessekonflikter i kystsonen.

Den store algeoppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 medførte tidligere ukjente dramatiske konsekvenser for det marine liv. Hyppige oppblomstringer av giftalger i Skagerrak påfører et betydelig tap for oppdrettsnæringen og er negativt for publikums skjellhøsting.

Med bakgrunn i Nordsjødeklarasjonen og konsekvensene av *Chrysochromulina*-oppblomstringen, ble det bestemt å opprette et langsiktig overvåkingsprogram under Statlig program for forurensningsovervåking, med fokus på eutrofi-problematikken i Skagerrak. Kystovervåkingsprogrammet fikk som målsetning å overvåke miljøtilstanden mht. næringssalter og de biologiske samfunn.

Kystovervåkingsprogrammet er finansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT) gjennom Statlig program for forurensningsovervåking og programmet utføres av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) i samarbeid med Havforskningsinstituttet (HI/HFF). Resultater fra Kystovervåkingsprogrammet rapporteres til ICES som del av Norges forpliktelser innen OSPAR.

## 1.2 Målsetting

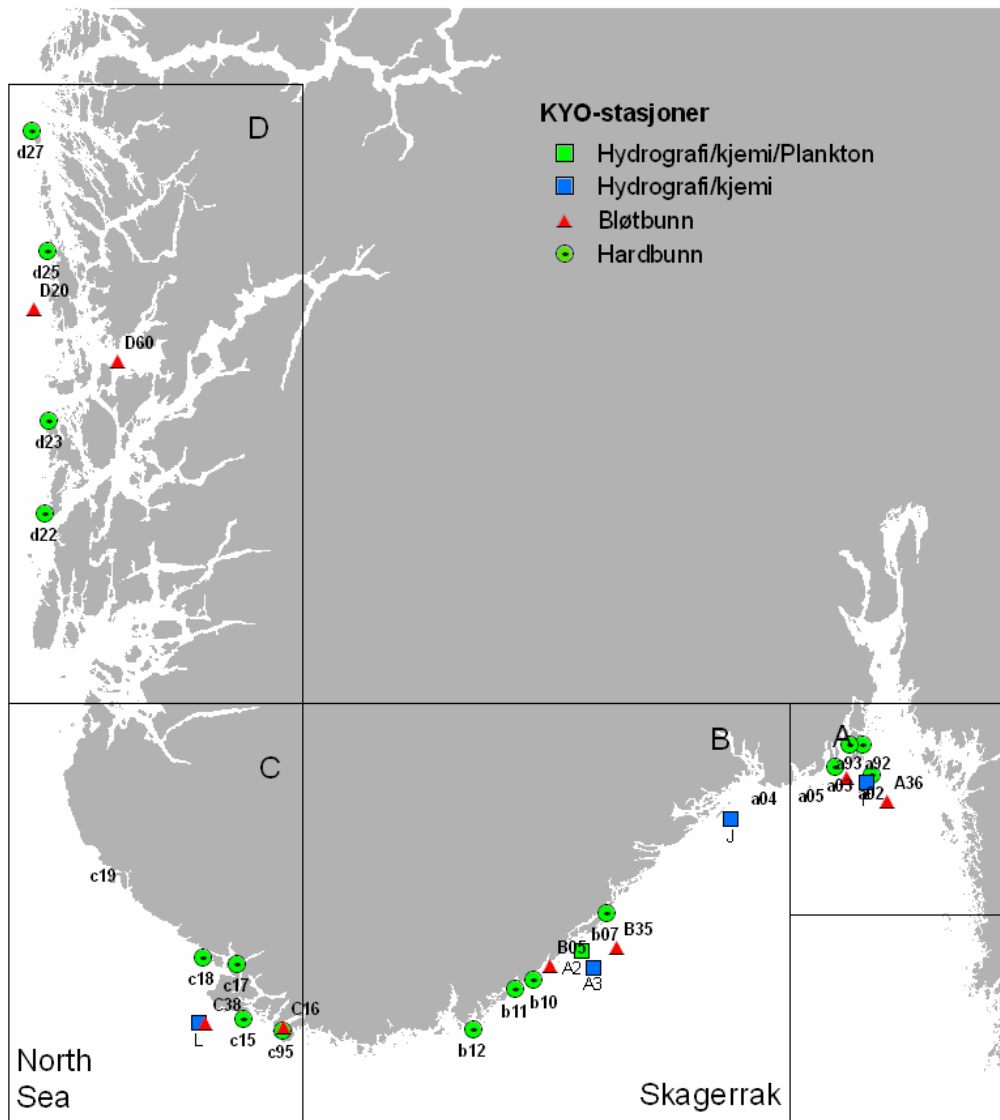
Formålet med Kystovervåkingsprogrammet er å:

- gi oversikt over miljøtilstanden mht. næringssalter og effekter av disse
- identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norskekysten
- kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjoner over tid
- kartlegge effekter av næringssalter på utvikling og tilstand i hard- og bløtbunnssamfunn
- dokumentere det biologiske mangfoldet og beskrive endringer i dette.

## 1.3 Faginnhold og stasjonsnett

Siden 1990 har Kystovervåkingsprogrammet samlet inn vannprøver for næringssaltanalyser, oksygenmålinger og planktontellinger fra 12 til 22 ganger årlig. Årlig er det blitt samlet inn bløtbunnsprøver for samfunnsanalyse og sedimentkarakterisering. Årlig er det gjennomført dykkeundersøkelser for registrering av fastsittende alger og dyrs forekomst på klippekyst (hardbunn) fra fjæra og ned til 30 m dyp. Kyststrekningen fra svenskegrensen til fylkesgrensen Hordaland - Sogn og Fjordane, ble i første omgang prioritert med spesiell fokus på Skagerrak. Stasjonsvalget (Figur 3.1.) ble foretatt med sikte på å følge bevegelsene i kystvannet langs den ytre kystlinjen, og at de skulle fungere som en referanse for fjordovervåking og lokale undersøkelser.





Figur 1.1. Kystovervåkingsprogrammet i 2005 dekket de 4 områdene A: Ytre Oslofjord, B: Sørlandet, C: Sør-Vestlandet og D: Vestlandet. Stasjonsposisjoner er gitt i tabeller under.

### Vannmasser

Tabell 1.1. Oseanografistasjoner overvåket i 2005. (EUREF89-WGS84).

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Frekvens
A	Færder – F	10.5000	59.0000	0-150	9 ggr. pr. år
B	Jomfruland – J	9.6667	58.8500	0-125	14 ggr. pr. år
B	Arendal St. 2 - A2	8.8167	58.3833	0-75	22 ggr. pr. år
B	Arendal St. 3 - A3	8.9000	58.3333	100-300	12 ggr. pr. år
C	Lista – L	6.5333	58.0167	0-300	12 ggr. pr. år

Arendalsstasjonen er delt på to stasjoner A2 og A3 henholdsvis 1 og 2 nautiske mil av land, for å kunne overvåke endringer i hele vannsøylen 0-300m dyp. Vanddyppet på A2 er ca. 80m.

**Bløtbunn**

Tabell 1.2. Bløtbunnstasjoner overvåket i 2005. Prøveinnsamling i mai. (EUREF89-WGS84).

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Frekvens
A	A05	10.3717	59.0123	50	1 g. pr. år
A	A36	10.6392	58.9467	360	1 g. pr. år
B	B05	8.6295	58.3253	50	1 g. pr. år
B	B35	9.0312	58.4038	350	1 g. pr. år
C	C16	7.0480	58.0358	160	1 g. pr. år
C	C38	6.5747	58.0188	380	1 g. pr. år
D	D60	5.4667	60.1042	600	1 g. pr. år
D	D20	4.8778	60.2290	200	1 g. pr. år

**Hardbunn**

Tabell 1.3. Hardbunnsstasjoner overvåket i 2005. Prøvetakingsfrekvens er 1 gang pr år, i juni måned. (E=eksponert. M=moderat eksponert.). (EUREF89-WGS84).

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Himmelretn (°)	Ekspone- ring	Periode (årstall)
A	a02 Færder fyr	10.5268	59.0267	0-26	89	E	90, 94-2005
A	a03 Lyngholm.	10.2963	59.0432	0-30	160	E	1990-2005
A	a92 Kongshlm	10.4549	59.1219	0-30	80	M	2002-2005
A	a93 Vakerholm	10.3754	59.1169	0-30	100	M	2002-2005
B	b07 Tromøy N.	8.9443	58.5132	0-30	360	M	1990-2005
B	b10 Prestholm.	8.5372	58.2732	0-30	140	E	1990-2005
B	b11 Humløy	8.4289	58.2382	0-30	85	M	1990-2005
B	b12 Meholmen	8.1980	58.0961	0-30	10	E	90-91,95-2005
C	c95 Launes	7.0406	58.0239	0-30	270	M	2002-2005
C	c15 Revø	6.7960	58.0480	0-25	190	E	1990-2005
C	c17 Stolen	6.7147	58.2216	0-30	240	M	1990-2005
C	c18 Rosø	6.5011	58.2280	0-26	170	E	1990-2005
D	d22 Marholm	5.14426	59.5805	0-30	116	M	1990-99+2005
D	d23 Ylvesoy	5.08530	59.8800	0-30	340	E	1990-99+2005
D	d25 Arebrot	4.90816	60.4210	0-30	25	M	1990-99+2005
D	d27 Mageoy	4.68393	60.7965	0-30	30	E	1990-99+2005

stasjoner som er omtalt/med i figurer i denne rapporten, men ikke undersøkt siden 2001\*:

A	a04 Oddaneskj.	9.8642	58.9547	0-30	100	E	1990-2001
A	a05 O-skjær	10.1548	58.9731	0-30	010	E	1995-2001
C	c19 Oddeflue	5.8305	58.4797	0-30	165	E	1995-2001

\*) Stasjonenes lokalisering er vist med kun stasjonsnummer i figur 1.1, mens aktive stasjoner i tillegg er merket med grønn sirkel.

**1.4 Metodikk**

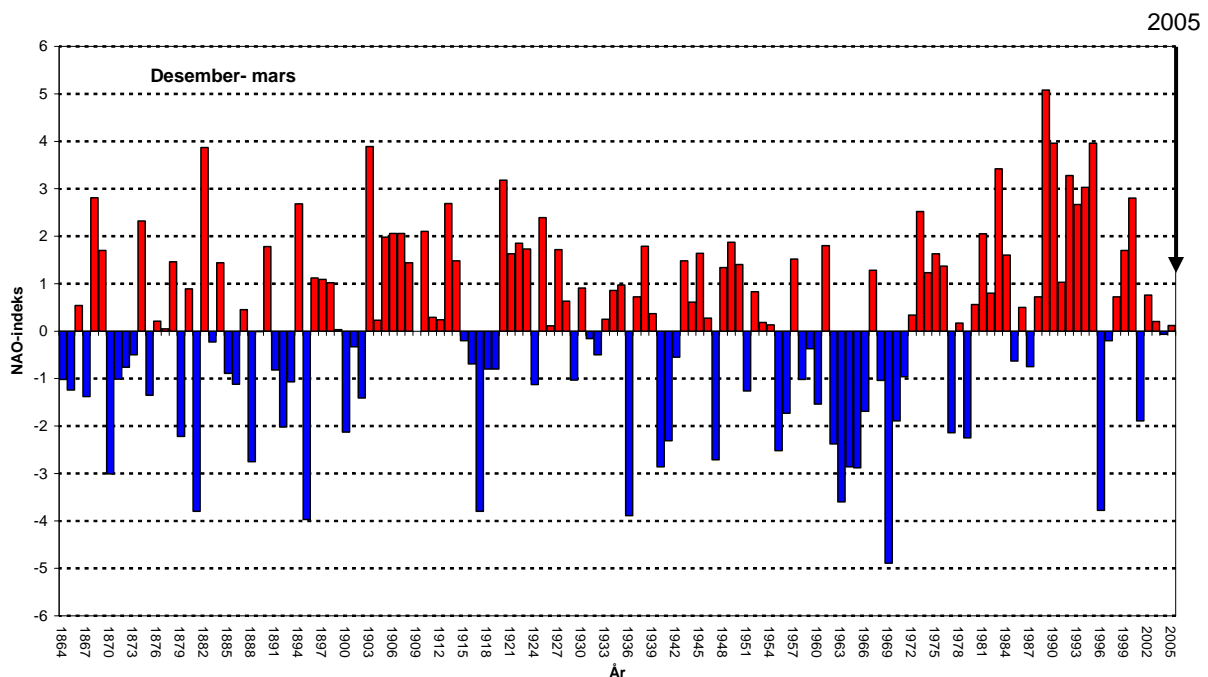
Innsamling, opparbeiding og analyser følger standard og akkrediterte metoder (hvor dette finnes) (ISO-90001, NIVA-M5, EN45000, NS9420, NS9423, NS9424). Metodikken er fylldig beskrevet 10-årsrapporten (Moy m.fl. 2002) og er ikke gjentatt her.

## 2. Klima og vannmassene i Skagerrak

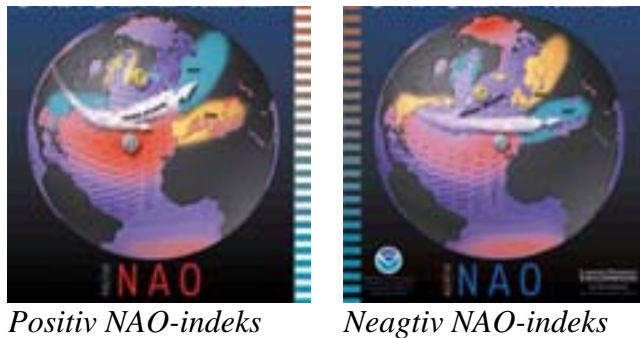
Klimaindeksen NAO var vinteren 2005 som i 2003 og 04, nær null, mens lufttemperaturen på Østlandet og Sørlandet imidlertid lå over det normale og overflatetemperaturen i havet var 1-3 °C høyere enn normalt. Det varme vannet hold seg fram til mai og var som normalt i mai og juni, mens lufttemperaturen var kaldere enn normalt på vår og forsommer. Overflatevannmassene var samtidig preget av mer brakkvann i mars-mai enn normalt. For resten av året var både luft- og sjøtemperaturen varmere enn normalt. Høyeste sjøtemperatur ble observert i juli ved Flødevigen (ca 21 °C). Sjøtemperaturen i de dypere vannmassene (50-75 m dyp) var også høyere enn normalt i 2005 sammenlignet med observasjoner fra 1961-90 (unntatt for månedene juli og oktober). Dypvannet (under 100 m) i 2005 var preget av større innslag av Atlantisk vann på bekostning av vann fra sentrale deler av Nordsjøen. Forekomsten av kystvann og vann fra sørlige deler av Nordsjøen var omtrent som normalt i 2005. Nedbøren var større enn normalt i månedene mai, juli, oktober og november og lavere enn normalt i februar, mars, juni og september.

### 2.1 NAO, lufttemperatur, nedbør og innstråling

Siden overvåkingsprogrammet startet i 1990 har klimaforholdene vært spesielle vinterstid. Dette illustreres i Figur 2.1 som viser NAO-indeksen for desember til mars fra 1864-2005. NAO-indeksen viser normalisert luftrykksforskjell mellom Lisboa i Portugal og Island (Figur 2.2). Positiv verdi viser at lavtrykk har en bane mot Sør-Skandinavia, hvilket gir relativt høy frekvens av sørvestlige vinder og en mild værtype med mer nedbør enn normalt. Negative verdier betyr lavere frekvens av lavtrykk inn mot Nordsjøen og Skagerrak og større frekvens av nordlige vinder og ofte et kaldere klima i Sør-Norge. I perioden fra 1988 til 2001 har det generelt vært milde vintre og høyere frekvens av sørlige vinder som følge av positiv NAO-indeks. Det har siden kystovervåkingsprogrammet startet bare vært to riktig kalde vintre –



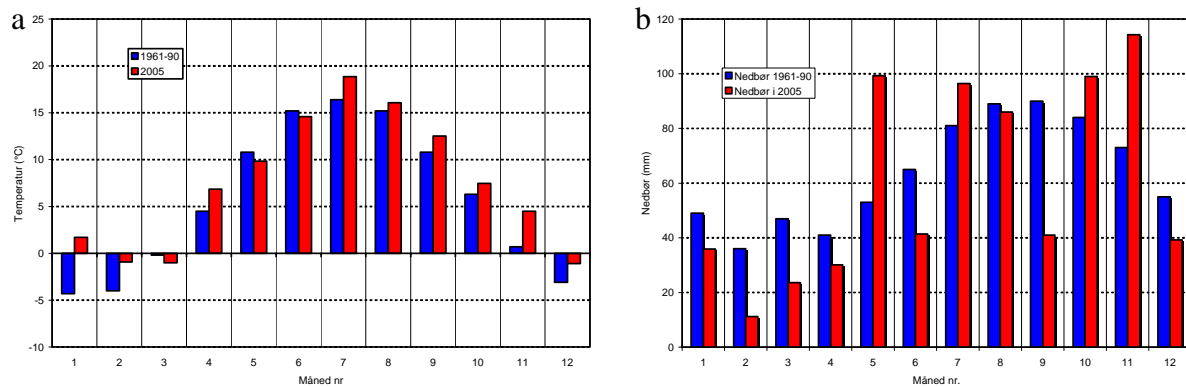
Figur 2.1. NAO-indeks (desember – mars) 1864-2005 (Hurrell (1995) og oppdateringer fra Hurrell).



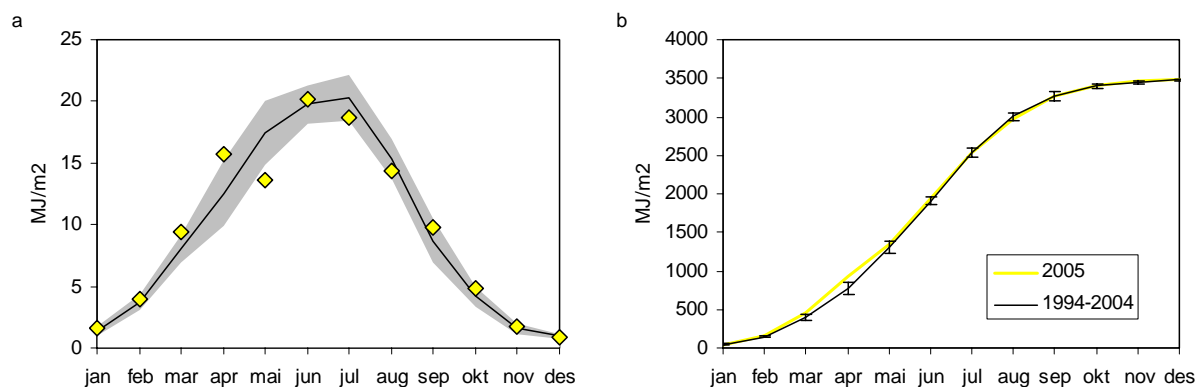
Figur 2.2. Den nord-atlantiske svingningen (NAO-indeksen), er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og motsatt gir negativ indeks kald og tørr luft. (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Colombia University).

i 1996 og 2001. De siste vintrene (2003-2005) viser indeksen omtrent nøytrale verdier. Begynnelsen av 2005 var mild (unntatt mars måned). Lufttemperaturen i juli til desember var varmere enn normalt (Figur 2.3a). Det var lite nedbør fra januar til april, men i mai, juli, oktober og november var nedbøren klart større enn normalt (Figur 2.3b).

Lysklima er sammen med temperatur viktig for vekst av planteplankton og makroalger. Den globale innstrålingen var signifikant større enn gjennomsnittet for 1994-2004 i april, men igjen signifikant lavere i mai (Figur 2.4a). Solinnstrålingen resten av året og akkumulert solinnstråling var lik med gjennomsnittet (Figur 2.4b).



Figur 2.3. Månedsmiddeltemperaturen (a) og nedbør (b) ved Blindern (Oslo) i 2005 (rød søyler) sammenlignet med midlere (blå søyler) lufttemperatur og normal nedbør 1961-90. (Data fra Meteorologisk institutt).



Figur 2.4 Global innstråling ( $\text{MJ/m}^2$ ) målt i Grimstad (område B). a) Månedlig innstråling i 2005 (prikker) og gjennomsnitt (linje) med standard avvik (grått felt) for perioden 1994-2004. b) Akkumulert månedlig innstråling i 2005 og gjennomsnitt pluss/minus standard avvik for perioden 1994-2004. (Kilde: Bioforsk Landvik)

## 2.2 Vannmasser og sjøtemperatur

I oseanografi deles vannmassene inn etter tetthet, det vil si etter saltholdighet og temperatur. Generelt deles sjøvann i 4 klasser etter saltholdighet (eller salinitet som er mengde oppløst salt i en mengde vann) som er den parameter som bidrar mest til tetthet: oligohalin (0,5-5), mesohalin (5-18), polyhalin (18-30) og euhalin (>30). Ferskvann regnes som vann med salinitet lavere enn 0,5. Sjøvann er tradisjonelt definert som vann med salinitet høyere enn 30. Brakkvann er blanding av sjøvann og ferskvann. Saltholdighet er en viktig økologisk faktor som påvirker hvilke typer organismer som lever i en vannmasse.

Tradisjonelt deles vannmassene langs Skagerrakkysten inn i fem hovedvannmasser etter dets tetthet, hvor det kommer fra og hvor influert det er av ulike kilder (Tabell 2.1). Derfor er vanntypen brakkvann her definert som vann med salinitet lavere enn 25, mens vanntypen Skagerrak kystvann overlapper med sjøvann og har salinitet fra 25 til 32.

Tabell 2.1 Vannmasser i Skagerrak etter saltholdighet, temperatur og kilde.

	Saltholdighet	Temperatur °C	Kilde
BV - Brakkvann	< 25	-1 - 23	Elvevann blandet med SK
SK - Skagerrak kystvann	25 - 32	-1 - 21	Overflatevann fra Kattegat og Nordsjøen
SV - Skagerrakvann	32 - 35	3 - 16	Nordsjøen
SVØ - SK-øvre	32 - 34,5		sørlige Nordsjøen
SVN - SK-nedre	34,5 - 35		sentrale deler av Nordsjøen
AV - Atlantisk vann	>35	5,5 - 7,5	Norskehavet via nordlige Nordsjøen

*Brakkvannet* dannes ofte i perioder med stor lokal ferskvannstilførsel. Normalt ligger vannet mellom overflaten og ca. 5 meters dyp, men kan forekomme ned til ca. 10 m dyp. Brakkvannet består av vann fra de norske elvene blandet med Skagerrak kystvann (se under).

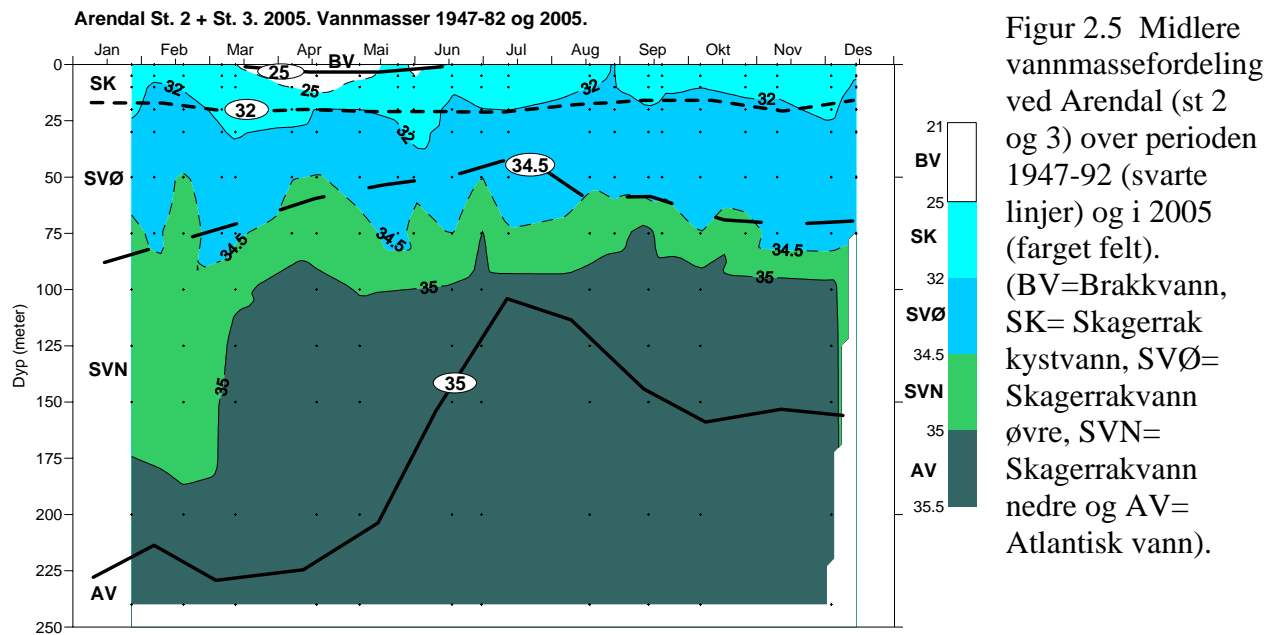
*Skagerrak kystvann* består hovedsakelig av en blanding mellom Østersjøvann/overflatevann fra Kattegat, lokalt elvevann og vann med opprinnelse i sørlige Nordsjøen og tildels sentrale deler av Nordsjøen. Vannmassene ligger mellom overflaten og ned til ca. 15-20 m dyp.

*Skagerrakvann øvre* har sin opprinnelse i sørlige Nordsjøen, men blandes også med vann fra Østersjøen/Kattegat og noe lokalt ferskvann. Vannmassen ligger mellom ca. 20-80 m dyp med en klar årlig variasjon og med størst utbredelse i oktober- mars.

*Skagerrakvann nedre* er i hovedsak vann fra de sentrale deler av Nordsjøen. Vannmassen kan forekomme mellom ca. 60-200 m dyp og er mektigst i perioden fra januar til mai.

*Atlantisk vann* tilføres Skagerrak fra Norskehavet via nordlige Nordsjøen og forekommer fra ca. 100 m dyp og ned til bunn. Atlantisk vann trenger generelt høyt opp i vannmassene i juni/juli og er minst dominerende i om vinteren.

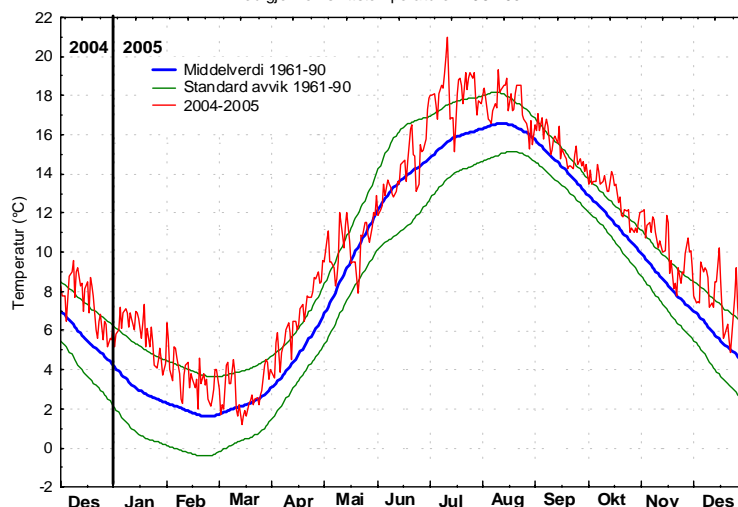
Vertikalfordelingen av vannmassene gjennom året 2005 sammenliknet med en 'normalfordeling' beregnet ut fra en sammenhengende måleperiode fra 1947 til 1992, er vist i Figur 2.5. Det som karakteriserte vannmassene i kystområdene av Skagerrak i 2005, var et større innslag av brakkvann enn normalt for vårperioden mars-mai og større forekomst av Atlantisk vann i dypvannet (under 100 m dyp). Det ble samtidig registrert mindre innslag av vann fra de sentrale deler av Nordsjøen (Skagerrakvann nedre) i 2005, mens forekomsten av Skagerrak kystvann var omtrent som normal.



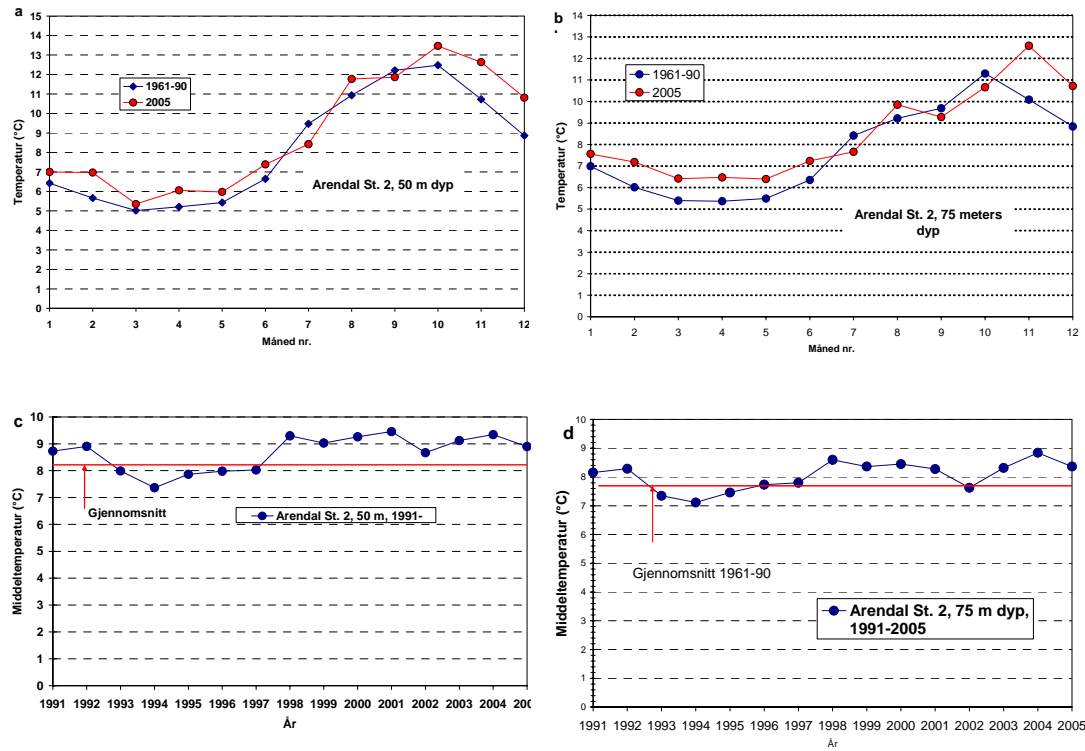
Overflatetemperaturen i havet lå over det normale nesten hele 2005 (Figur 2.6). Normale temperaturer ble bare målt i mars og juni. Spesielt i vintersesongen var temperaturen 1-3 °C høyere enn normalt og i juli ble det målt opp mot 21 °C.

Også i de dypere vannmasser (50 og 75 meters dyp ved Arendal St. 2) lå gjennomsnittstemperaturen pr måned i 2005 høyere enn normalen (basert på i 1961-90) for alle måneder unntatt i juli og september, samt oktober i 75 m dyp (Figur 2.7). En sammenlikning av årsmiddel viser at temperaturen har vært høyere i hele perioden etter 1997, kanskje med unntak av 2002 som lå nær normaltemperaturen basert på snittet av 1961-1990. Dette sammen med en økning i overflatetemperaturen de siste 10-år, som vist i figur 9.1-9.2 i årsrapporten for 2004 (Moy m. fl. 2005), viser at siste periode er preget av et generelt varmere havklima med påvirkning både på bunnsamfunn og på samfunn knyttet til overflatevann.

Overflatetemperaturen (1 m dyp) ved Flødevigen. Desember 2004 til desember 2005, sammenlignet med gjennomsnittstemperaturen 1961-90.



Figur 2.6. Temperaturen på 1 meters dyp ved Flødevigen (Hisøy, Arendal) fra desember 2004 til og med desember 2005, sammenlignet med middelverdi og standardavvik 1961-90. (Data fra Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen).



Figur 2.7 Månedsmiddeltemperaturen på 50 (a) og 75 (b) meters dyp ved Arendal St. 2 1961-90, sammenlignet med observasjoner fra 1991-2005, samt årsmiddeltemperaturen 1961-90 sammenlignet med 1991-2005 på samme stasjon på 50 (c) og 75 (d) meters dyp. Observasjoner 1961-90 fra Havforskningsinstituttet og observasjoner fra 1991-2005 fra Kystovervåkingsprogrammet.

### 3. Tilførsler av næringsalter til Skagerrak

Våren 2005 (mars/april) ble det påvist langtransporterte næringsaltstilførsler til den norske Skagerrakkysten med havstrømmer fra den sørlige Nordsjøen og Tyskebukta. Lokale tilførsler av næringsalter og organisk stoff fra norske vassdrag er anslått til å være omtrent det samme som for de to foregående år og på nivå med tilførsler i 1996-98, etter en periode med forhøyede tilførsler i 1999-2002. Beregningene viser at langtransporterte tilførsler av næringsalter har markert betydning for vannkvaliteten i Kyststrømmen.

Tilførsler av næringsalter og organisk stoff til kyststrekningen svenskegrensen – Lista kommer fra flere kilder. I tillegg til lokale tilførsler via elver og direkteutslipp fra Norge, kommer langtransporterte tilførsler via havstrømmer og luft.



Forurensninger fra Tyskebukta, sørlige Nordsjøen og Kattégatt, føres med havstrømmer (spesielt i vinterhalvåret) mot den norske Skagerrakkysten (Figur 3.1). Det er vist at disse transportene, spesielt fra Tyskebukta og sørlige Nordsjøen, har ført til økte konsentrasjoner av nitrat+nitritt etter 1990, sammenlignet med 1970-80. Det er påvist 100 % økning for månedene januar-mai, mens midlere årlig bidrag fra Tyskebukta var ca. 77 % for nitrat+nitritt og 43 % for fosfat (Aure og Johannessen, 1997).

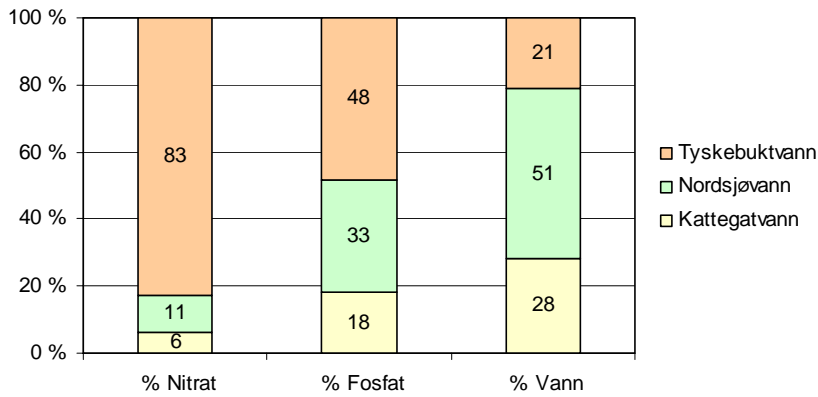
Figur 3.1. Forenklet bilde over strømmene i Skagerrak. Jyllandstrømmen (rød piler) fører vann fra sydlige del av Nordsjøen inn i Skagerrak hvor Jyllandsstrømmen blandes med ferskere vann fra Kattégatt (oransje piler) og salt Atlanterhavsvann (blå piler). Den norske kyststrømmen (grønne piler) er en lagdelt blanding av lokale elvetilførsler og ulike havstrømmer.

Aure m.fl. 1998 beregnet at vann fra Tyskebukta utgjorde 21 % av overflatevannmassene (0-30 m) i kyststrømmen utenfor Arendal om våren, men bidro med henholdsvis 83 % og 48 % av nitratet og fosfatet i kyststrømmen (Figur 3.2). Transportene fra Tyskebukta har størst betydning i vinter/vårsesongen på grunn av de høye konsentrasjonen av løste næringsalter i Tyskebukta i vinterhalvåret (Figur 3.3) og lite lys vinterstid gir lav planteplanktonproduksjon slik at næringssaltene transporteres uten nevneverdig forbruk til vår kyst. Sammenlikningen viser også at næringssaltkonsentrasjonene er noe høyere langs Sørlandskysten enn i Kattégatt.

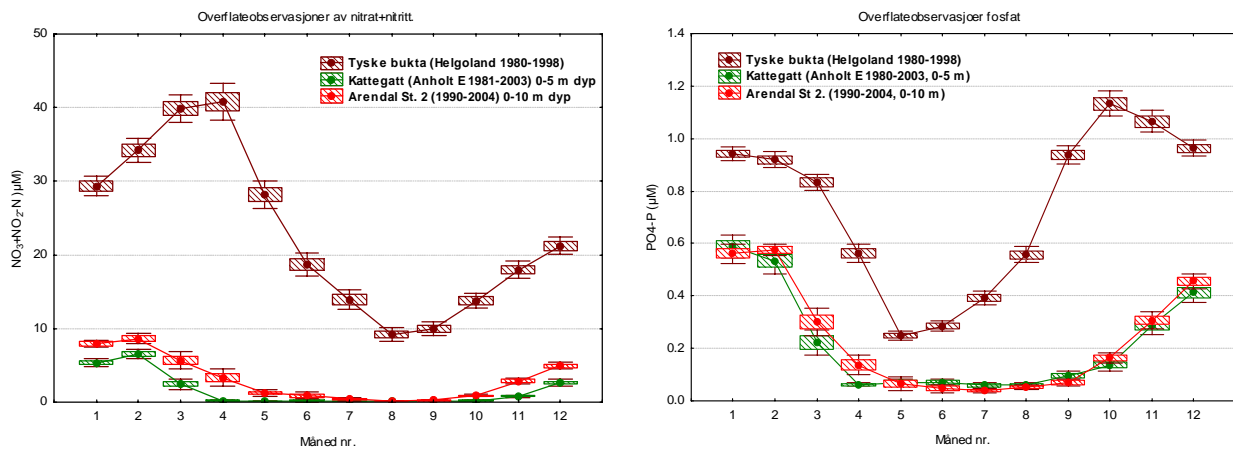
Transporten av vann fra Tyskebukta varierer fra år til år. I Figur 3.4 er nitrat/silikat-forholdet på stasjon Arendal 2 plottet siden 1990 og vann med forholdstall større enn 2 mol indikerer tilførsler av vann fra Tyskebukta. Målingene viser en stor tilførsel av næringsrikt vann fra



Tyskebukta våren 2005 til vårt kystvann. Etter flomårene 1994-95 var det små langtransporterte tilførsler i årene fram til flomåret 1999. Tilførslene var små også i 2000 og 2001, men har vært relativt sterke i 2002, 2003 og 2005.

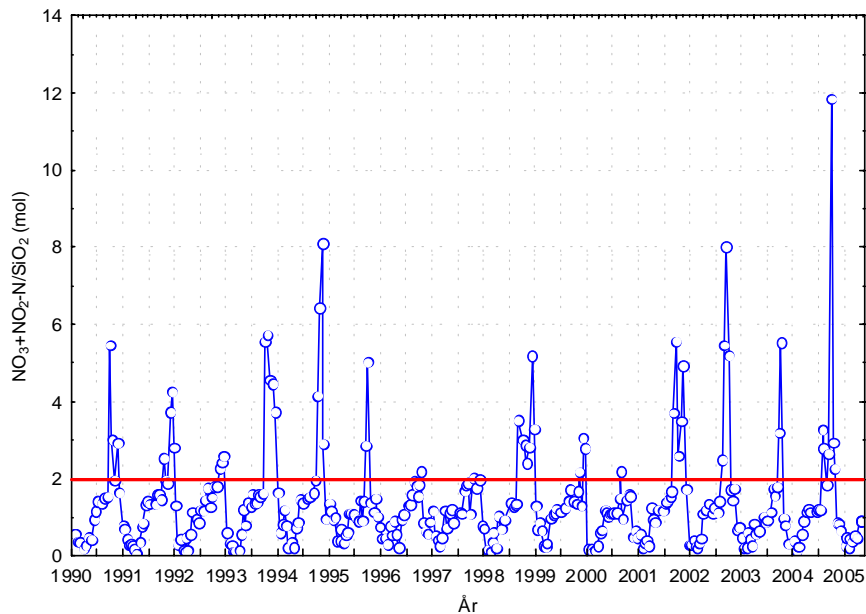


Figur 3.2 Andelen Tyskebukt vann, Nordsjøvann og Kattegatvann i kystvannet (0-30 m) ved Arendal om våren (Aure m.fl. 1998).



Figur 3.3 Nitrat- og fosfat-konsentrasjon i overflatevann i Tyskebukta, Kattegatt (Anholt E) (data fra SMHI og DMU) og Kystovervåkingsstasjon Arendal 2.

Middelverdier av nitrat/silikat ved Arnedal St 2 1990-2005 i vann med saltholdighet mellom 25 og 34.5.

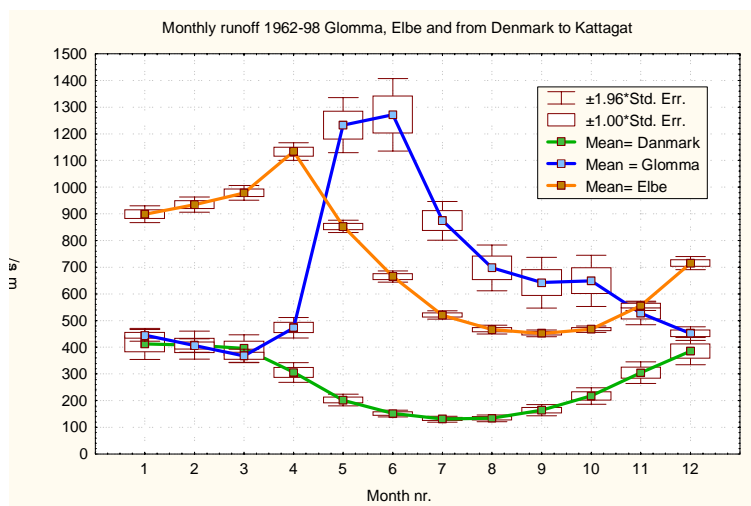


Figur 3.4. Nitrat / silikat-forholdet (atomer) ved Arendal St. 2 fra 1990-2005. Bare forhold > 2 er markert. Dette kjenner seg vann fra Tyskebukta.

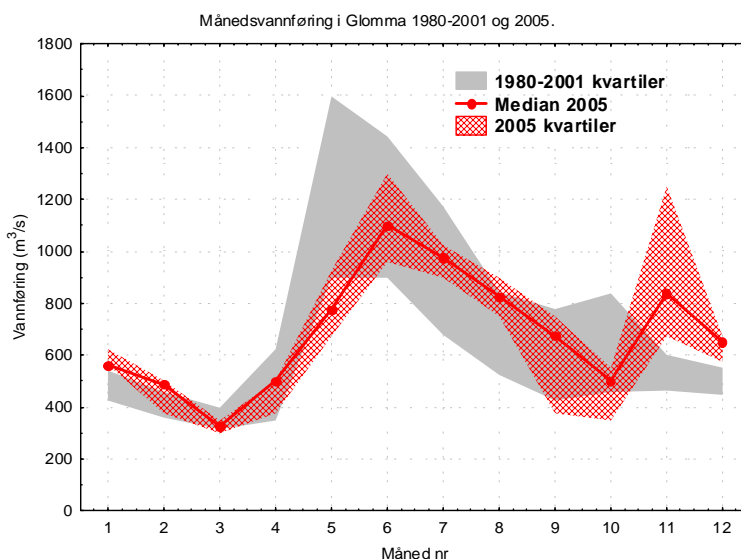
De langtransporterte tilførslene fra sørlige del av Nordsjøen er påvirket av vindforholdene. Sørlige vinder begunstiger transporten av vann til Norskekysten. Som beskrevet i kapittel 2 har det vært en høyere frekvens av sørlige vinder siden 1988 med sammenheng i positiv NAO-indeks. Men i 2005 indikerte målingene store langtransporterte tilførsler på tross av at NAO-indeksen var nær null.

Sommerstid har normalt lokale tilførsler fra Norge en relativt større innflytelse på kystvannet enn langtransporterte tilførsler. Tilførsler fra de store norske elvene, som Glomma, Drammenselva m.fl., starter vanligvis med vårfloppen i mai og som for Glommas del også strekker seg ut i juni. Vannføringen i Elben som dominerer tilførselen av næringsalter til Tyskebukta, er størst i desember til mai og kulminerer normalt i april før vårflopp i lokale elver tar til (Figur 3.3). Avrenningen fra Danmark til Kattegat er til sammenlikning lav. Imidlertid er det beregnet at bidraget fra norske lokale tilførsler av nitrogen og fosfor bare utgjør ca. 5 % (10-årsrapporten) næringssaltene i Kyststrømmen.

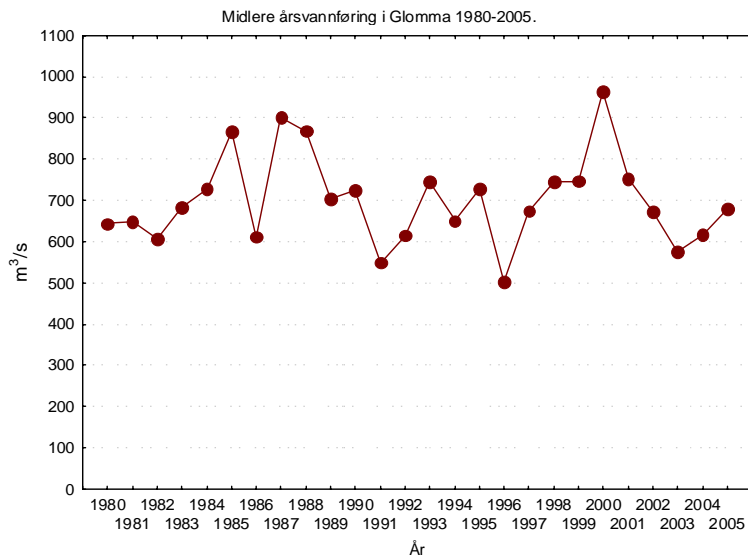
I 2005 var flommen i Glomma klart mindre enn normalt og dessuten forskjøvet ut i juni måned. Det kan forklares ut fra mindre nedbør første halvår av 2005 og en kjøligere mai og juni enn normalt (jfr. kap 2.1). En flomtopp høsten 2005 (oktober - desember) resulterte imidlertid til at årsvannføringen i 2005 ble omtrent normal (Figur 3.7).



Figur 3.5 Ferskvanns-avrenning fra Elben og Glomma og beregnet avrenning fra Danmark til Kattegat.

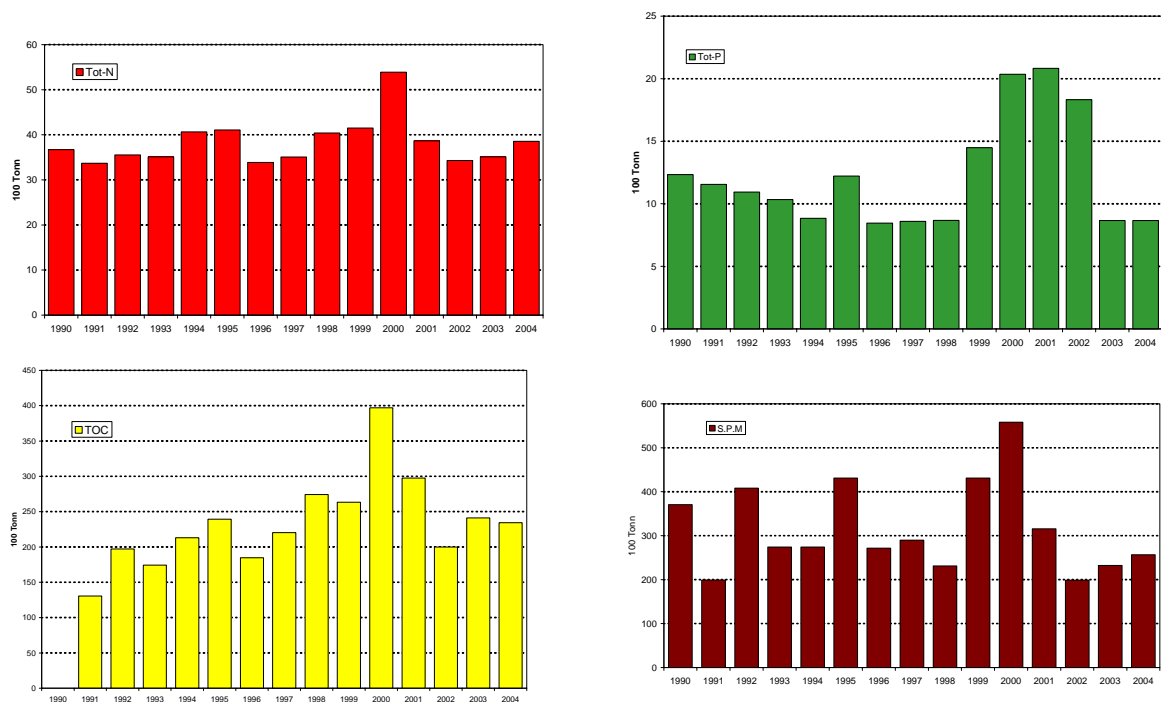


Figur 3.6. Månedsvannføring i Glomma i 2005 sammenlignet med gjennomsnittlig vannføring fra 1980-2001 (Data fra NVE og Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB)).



Figur 3.7. Midlere årsvannføring i Glomma fra 1980 til 2005 (Data fra NVE og Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB)).

Tilførsler fra norske elver til Skagerrak kysten er beregnet fra Elvetilførselsdata (RID-programmet) fram til og med 2004 (Figur 3.8). I 2004 var tilførslene gjennomgående relativt lave for nitrogen, fosfor, organisk karbon og partikulært materiale etter en periode rundt 1999-2002 med forhøyde verdier. Høye tilførsler spesielt i 2000 sammenfaller med høy vannføring i de dominerende sørnorske elvene her eksemplifisert ved vannføring i Glomma i Figur 3.7. Ut fra vannføringsdata for Glomma vil sannsynligvis årstilførselen av nitrogen, fosfor, organisk karbon og partikulært materiale i 2005, bli omtrent som i 2003 og 2004.



Figur 3.8. Årstilførsel av nitrogen (Tot-N), fosfor (Tot-P), karbon (TOC) og partikler (S.P.M) fra Norge til kyststrekningen svenskegrensen til Lindesnes 1991-2004. (Data fra 1990-1999 fra Holtan m.fl, 1992-2000, fra 2000-2003 fra Weideborg, 2001, 2002, 2003, 2004 og fra 2004 Borgvang m.fl., 2006).

## 4. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak

Vannkvaliteten i Skagerrak var i 2005 god (II) eller meget god (I) med hensyn til nitrogen og fosfor. Positivt var også at forholdstallet mellom nitrat og fosfat var under Redfield-ratio (16:1) og at nitrat/silikat- og fosfat/silikat-forholdene var under det nivå som OSPAR bedømmer å gi økt risiko for oppblomstring av skadelige alger. For perioden 1991-2005 er det i Skagerrak en tendens til avtakende risiko for oppblomstring av skadelige alger, med unntak for stasjonen Jomfruland hvor det observeres år med høye næringssalter og lite silikat. Partikkelkonsentrasjonen (TSM) ved Jomfruland øker over hele perioden 1991-2005, men i 2004 og 2005 var den betydelig lavere enn de to foregående årene. Partikkelkonsentrasjonen ved Arendal har avtatt siden 2000 og er i 2005 som gjennomsnittet. Også partikkelbundet organisk karbon, nitrogen og fosfor var mindre i 2004 og 2005 enn de to foregående årene ved Jomfruland og Arendal. POC/PON-forholdet indikerer at mesteparten av de organiske partiklene har marin opprinnelse. Resultatene fra de to siste år kan tyde på høye tilførsler og redusert vannkvalitet i perioden 1999-2002.

Siktedypet sommeren 2005 var meget god ved Jomfruland, mindre god ved Arendal og god på Lista. På stasjon Arendal og Lista har siktedypet vært avtagende i perioden 1991-2005.

Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (>200 m) avtar over perioden 1991-2005, men oksygenforholdene er fortsatt meget gode. Økende oksygenforbruk i bassengvannet i Risørffjorden fra 1980 og de avtagende oksygenkonsentrasjonene i kystvannet avspeiler en økt organisk belastning langs kysten.

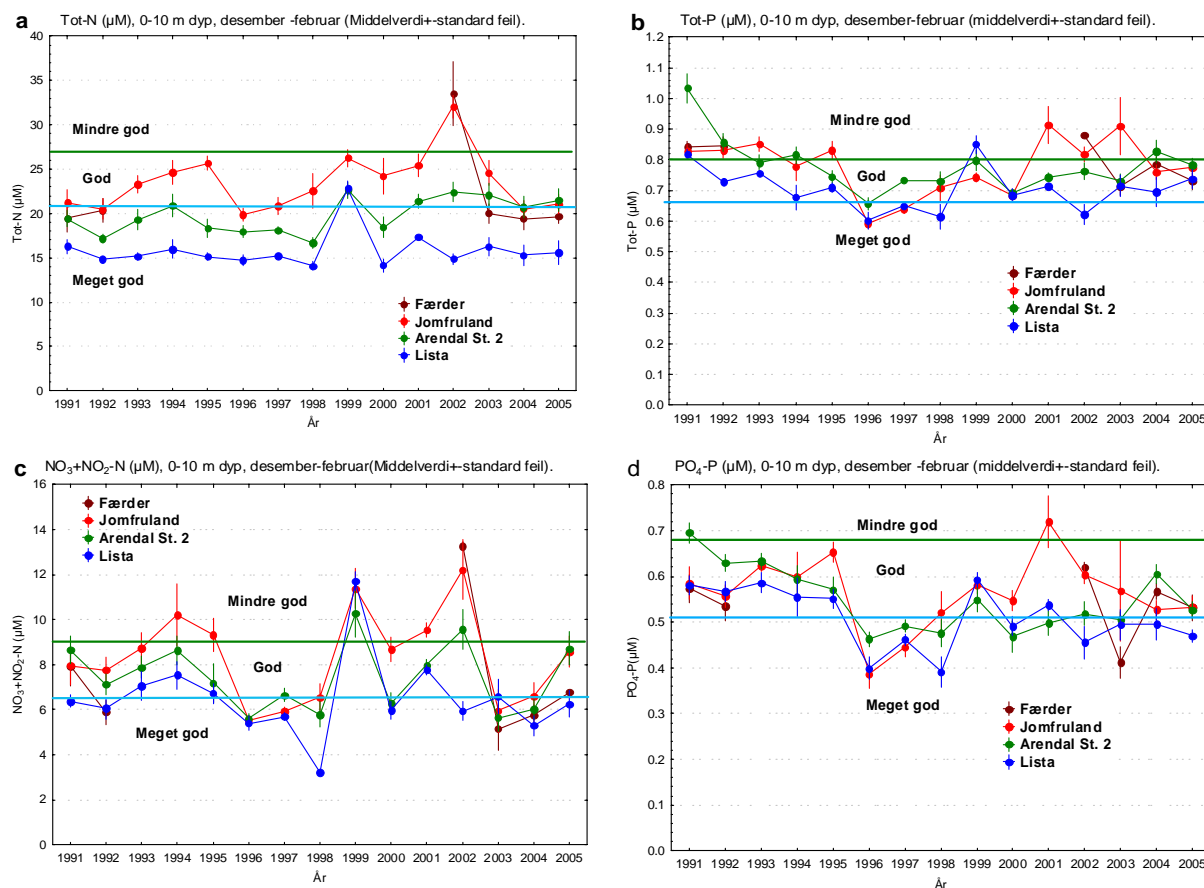
---

### 4.1 Vinterverdier i overflatelaget

For de stasjoner som regelmessig er blitt analysert i perioden 1991-2005, er resultater for vinterperioden presentert i Figur 4.1 - Figur 4.2. For de variable hvor det foreligger kriterier for klassifisering etter SFTs miljøkvalitetskriterier (SFT 1997), er aktuelle grenser markert.

For samtlige variable i Figur 5.1. ligger konsentrasjonsnivåene i hovedsak i klasse I-II, dvs. meget god til god tilstand. Bare i enkelte år er det observert tilstandsklasse mindre god, spesielt i 1999 og 2002 (nitrat), hvor det også ble målt store tilførsler til kysten fra søndre Nordsjøen vinterstid (Figur 3.4). Også i 2005 var det betydelig med vann fra Tyskebukta, men først i april og hovedsakelig mai, dvs. for sent til å påvirke vinterkonsentrasjonene (desember-februar), og etter våroppblomstringen. Økningen av næringsalter (spesielt nitrogen) langs den norske sørkysten i vinterhalvåret etter 1990, sammenlignet med 1970-80 (Aure og Johannessen, 1997), skyldes i stor grad transportene fra søndre Nordsjøen. Det kan synes som om denne økningen forsterkes for nitrogen fra 1999-2002, men avtar i 2003 - 2005. Økningen i tot-N var statistisk signifikant for Jomfruland frem til 2003, men med resultatene fra 2004 og 2005 kan det ikke lengre påvises noen signifikant økning. Derimot er det fortsatt en signifikant økning i tot-N ved Arendal St. 2.

Partikkelkonsentrasjonen i overflatelaget er normalt høyest vinterstid og sommerstid, mens karbonkonsentrasjonen når sitt maksimum om sommeren. I 2005 var partikkelkonsentrasjonen (TSM) vinterstid omtrent som i 2004 ved Jomfruland (figur 5.2), men økningen gjennom perioden 1991-2005 (middelverdiene) er fortsatt signifikant ( $p=0.04$ ,  $r^2=0.28$ ). Ved Arendal St. 2 er det ikke noen signifikant trend. Konsentrasjonen av partikulært organisk karbon (POC, middelverdier) var signifikant økende på Jomfruland ( $p=0.000$ ) og Arendal St 2 ( $p=0.004$ ). Samme utvikling viser også PON, mens POP bare er økende ved Arendal St. 2 etter 1991.



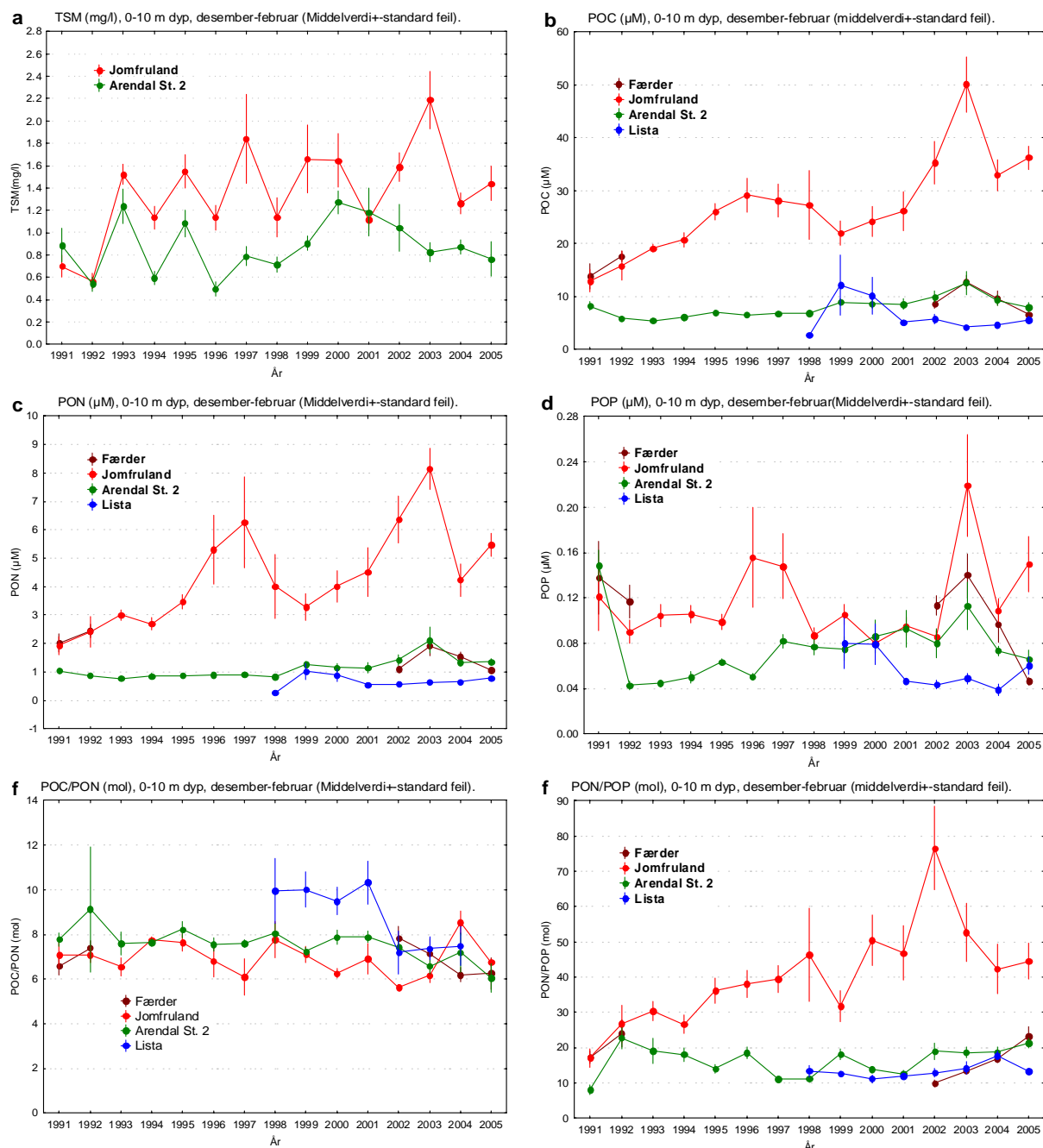
Figur 4.1. a) Tot-N, b) Tot-P, c)  $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$  og d)  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $\mu\text{M}$ ) i 0-10 m dyp, desember-februar 1991-2005. SFTs grenser for miljøtilstand er markert (SFT 1997).

Forholdet POC/PON ligger relativt nær 7/1 (gjennomsnittlig forhold for marint materiale) for de tre stasjonene, og unntatt Arendal St. 2 (hvor forholdet er avtakende) er det ikke noen trend i perioden 1991-2005. PON/POP-forholdet er økende ved Jomfruland, men signifikant avtakende ved Arendal St 2.

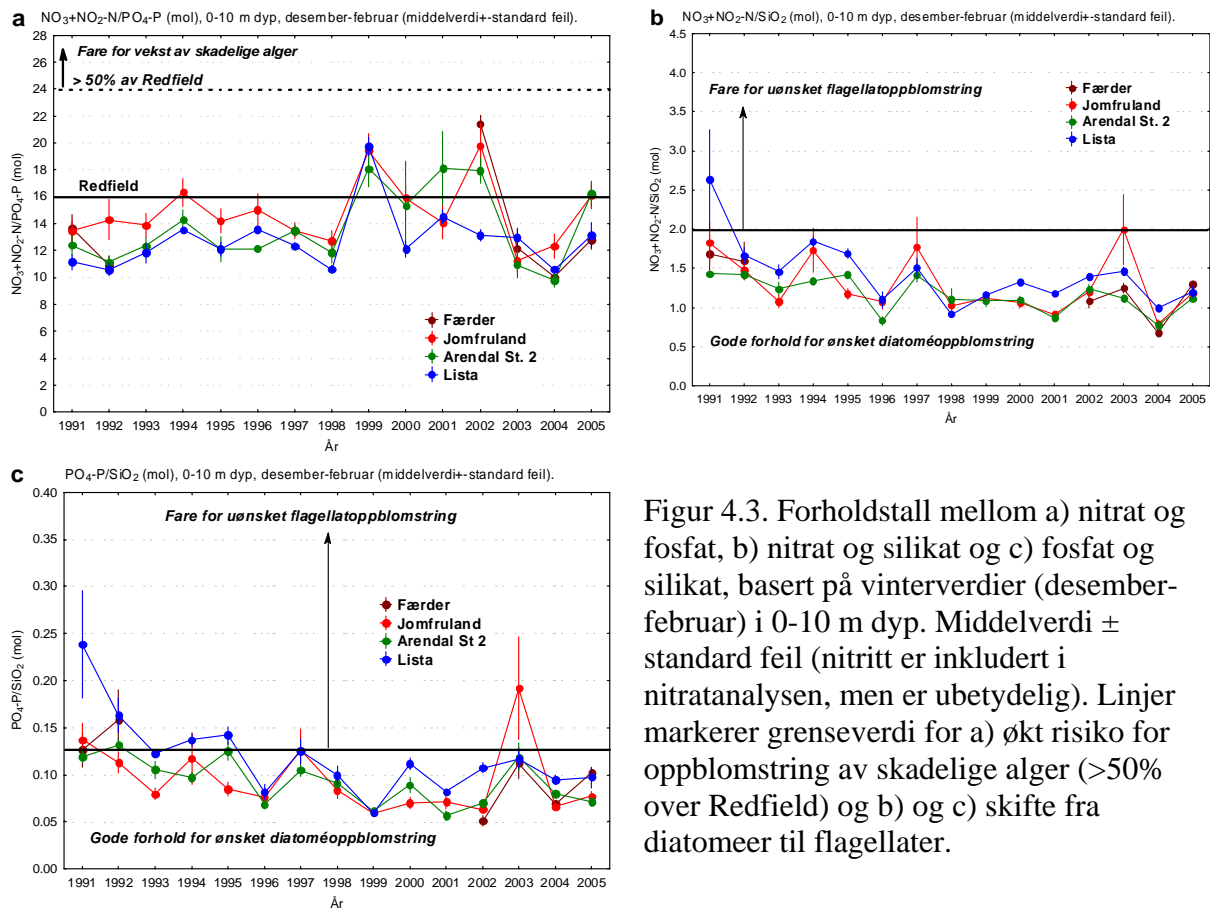
POC/PON forholdet viser at mesteparten av de organiske partiklene i kystvannet er marine organismer (planteplankton etc.). Det avtakende POC/PON forholdet ved Arendal St. 2 viser også at innslaget av ikke marint materiale har avtatt litt i perioden 1991-2004. For Lista var forholdet høyere enn ved de andre stasjonene i 1998-2001, noe som skulle kunne indikere et høyere innslag av terrestrisk materiale i denne perioden.

OSPAR (Oslo-Paris kommisjonen) opererer med et sett kriterier for næringsalter vinterstid som kommisjonen mener kan være kritiske for utvikling av giftige eller uønskede algearter. I Figur 4.3 er tre forhold mellom næringsalter vinterstid sammenlignet med forholdstall som etter OSPAR kan gi utvikling av giftige eller uønskede algearter. Økte N/P-forhold ( $>24$ , dvs 50 % økning sammenlignet med Redfield ratio (16:1)) og overskudd på nitrat, vil øke risikoen for skadelige alger, mens økte forholdstall av N/Si ( $>2$ ) og P/Si ( $>0.125$ ) vil kunne føre til et skifte fra diatomeer til flagellater. For kystovervåkingsstasjonene er de fleste observasjonene under OSPAR's grenser (Figur 4.3). Frem til vinteren 2002 var det en tendens til økende N/P-forhold, men det lavere forholdet fra vinteren 2003 gir ikke lengre noen slik tendens. For  $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{SiO}_3$  og  $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_3$  er det i perioden 1990-2005 signifikant

avtakende middelverdier på stasjon Arendal St 2 og Lista, det vil si avtakende risiko for oppblomstring av skadelige alger ut fra OSPARs kriterier. Høye vinterkonsentrasjoner av nitrat og fosfat på Jomfruland spesielt i 2003, som kan ha sammenheng med langtransporterte tilførsler, ødelegger for en mulig positiv utvikling også her.



Figur 4.2. Partikkelmålinger i overflatevann (0-10 m dyp). a) Partikler (TSM), b) POC , c) PON og d) POP vinterstid 1991-2005 ved Jomfruland, Arendal St. 2 og Lista, samt forholdstallene e) POC/PON og f) PON/POP .



Figur 4.3. Forholdstall mellom a) nitrat og fosfat, b) nitrat og silikat og c) fosfat og silikat, basert på vinterverdier (desember-februar) i 0-10 m dyp. Mittelverdi ± standard feil (nitritt er inkludert i nitratanalysen, men er ubetydelig). Linjer markerer grenseverdi for a) økt risiko for oppblomstring av skadelige alger (>50% over Redfield) og b) og c) skifte fra diatomeer til flagellater.

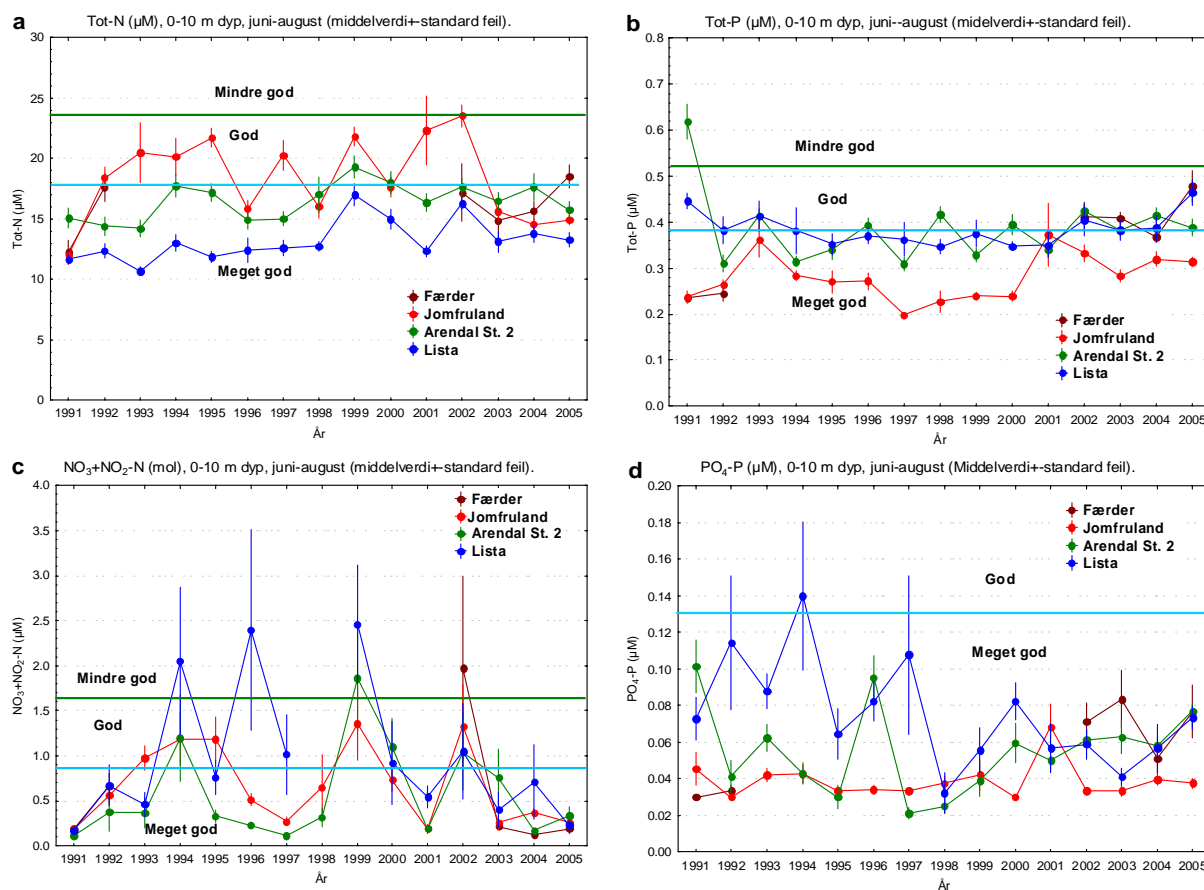
## 4.2 Sommerverdier i overflatelaget

I Figur 4.4 er sommerkonsentrasjoner i overflatelaget (vannprøver fra 0, 5 og 10m dyp) sammenlignet med SFTs miljøkvalitetskriterier for kystvann (SFT 1997). Vannkvaliteten for alle parametre sommeren 2005 er i tilstandsklassen meget god (klasse I), med unntak for totalfosfor (god, klasse II) og klorofyll ved Jomfruland. Sommerstid vil innholdet av løste næringsalter ofte bli nær eller lavere enn nedre målbare grense fordi planteplanktonproduksjonen tømmer vannet for løste næringsalter. I denne analysen er alle verdier mindre enn nedre målbare grense satt lik denne grenseverdien.

Sett over observasjonsperioden er det en signifikant økning av nitrogen (tot-N) på Lista ( $p=0.43$ ) og Arendal St. 2 ( $p=0.02$ ), men ikke for Jomfruland. På Arendal St. 2 er totalnitrogenkonsentrasjonen etter 2003 blitt noe høyere enn ved Jomfruland. For fosfor (tot-P), fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) og nitrat+nitritt ( $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ ), er det ikke noen signifikant forandring i perioden 1991-2005. Konsentrasjonen ligger med få unntak i beste tilstandsklassen - meget god. I tidsrommet 1991-2005 skiller seg 1999 og 2002 ut med samtidig forhøyede nitrogenkonsentrasjoner på de tre stasjonene.

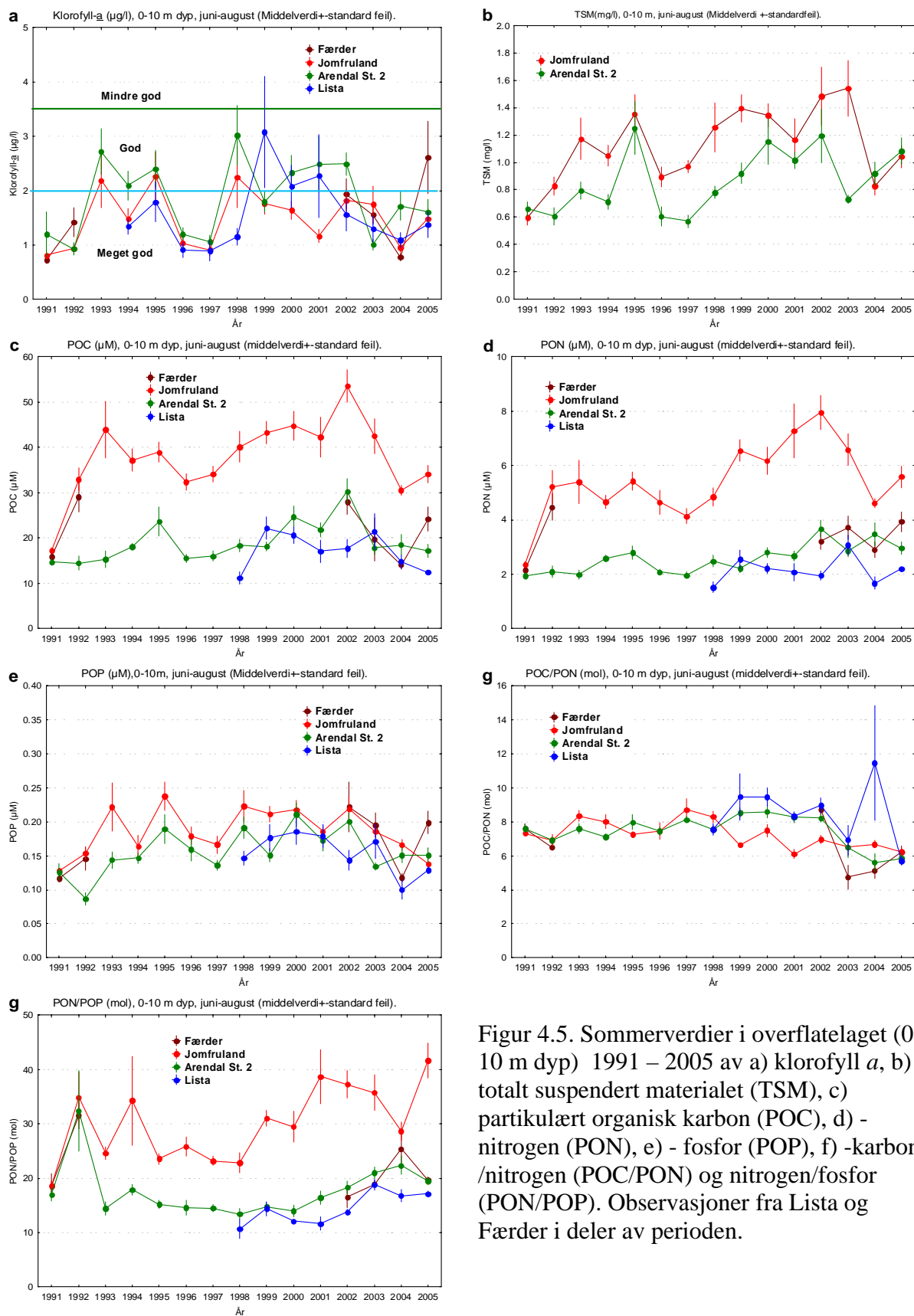
Figur 4.5 viser overflatekonsentrasjoner (middelverdier) av klorofyll-*a*, partikler (TSM) og partikulært organisk karbon (POC), nitrogen (PON), fosfor (POP) og partikulært N/P-forhold (PON/POP). Sammenlignet med SFTs miljøkvalitetskriterier er klorofyllkonsentrasjonene sommeren 2005 i tilstandsklasse meget god (Jomfruland, Arendal St. 2 og Lista) eller god (Færder). Det er ikke noen signifikant trend i observasjonene for perioden 1991-2005.

Partikkelkonsentrasjonen (TSM) øker gjennom observasjonsperioden på Jomfruland ( $p=0.04$ ), og er nær en økning på Arendal st. 2 ( $p=0.12$ ). Både i 2004 og 2005 var konsentrasjonen ved Jomfruland betydelig lavere enn i perioden 1999-2003. For partikulært karbon (POC) og nitrogen (PON), er det en signifikant økning av middelverdier for Jomfruland og Arendal St. 2 i 1991-2004, men de lavere konsentrasjoner av POC i 2004 og 2005 medfører at økningen ikke lenger er signifikant for POC. Dog er økningen av PON fortsatt signifikant. Det er ikke noen trend for partikulært fosfor (POP). PON/POP-forholdet viser bare en signifikant økning på Jomfruland.



Figur 4.4. Næringsalter i overflatevann (0-10m dyp) sommerstid (juni-august).  
a) Tot-N, b) Tot-P, c)  $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$  og d)  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $\mu\text{M}$ ). SFTs klassifiseringsgrenser er markert.

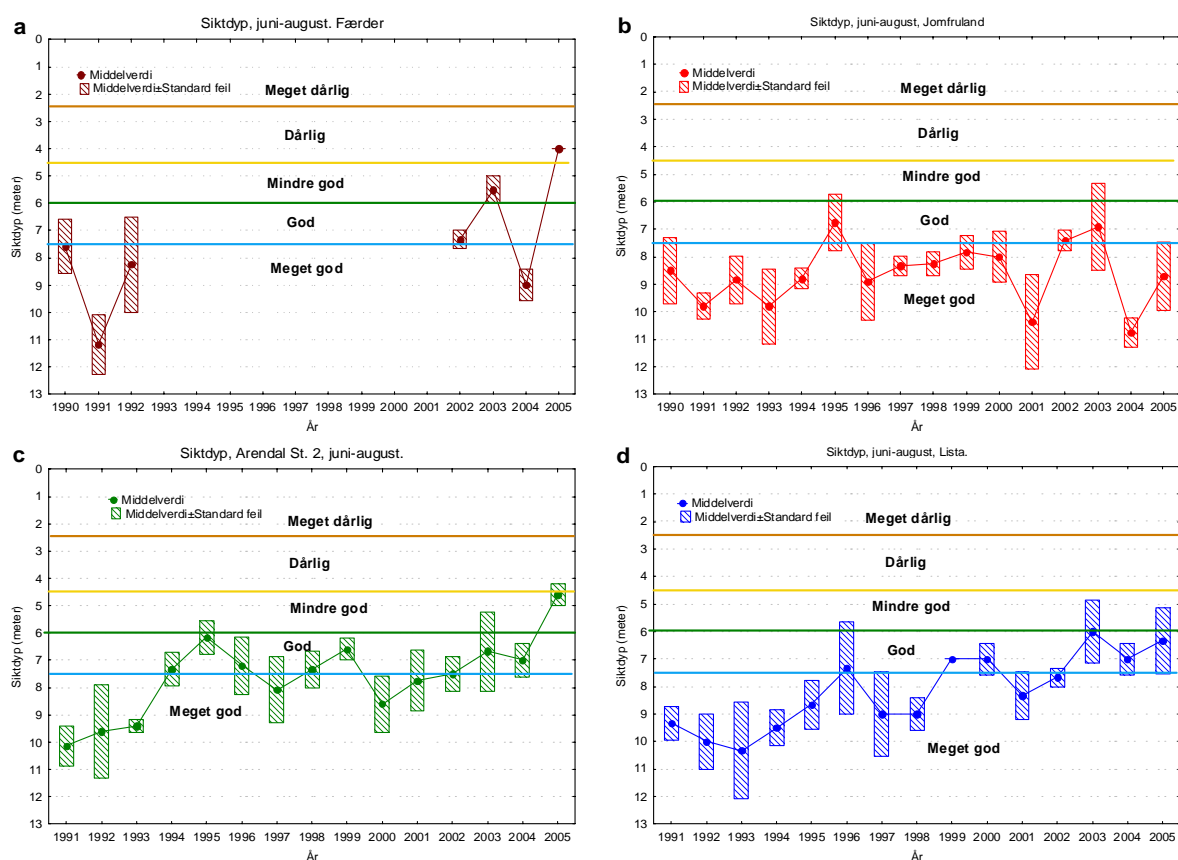




Figur 4.5. Sommerverdier i overflatelaget (0-10 m dyp) 1991 – 2005 av a) klorofyll a, b) totalt suspendert materialet (TSM), c) partikulært organisk karbon (POC), d) - nitrogen (PON), e) - fosfor (POP), f) - karbon/nitrogen (POC/PON) og nitrogen/fosfor (PON/POP). Observasjoner fra Lista og Færder i deler av perioden.

### 4.3 Siktedyp

Sommeren 2005 tilfredstilte siktedypet kravet til tilstandsklasse 'god' (SFTs miljøkvalitets-kriterier) stasjonene Jomfruland og Lista (Figur 4.6). På Arendal St 2 var tilstanden mindre god. På Færder forelå det bare 1 sommerobservasjon i 2005 og siktedypet tilstandsvurderes ikke. Generelt for perioden 1991-2005 har det vært signifikant avtagende (reduert) siktedyp på stasjonene Arendal og Lista, både for sommerobservasjoner og for hele året sett under ett (Tabell 4.1). Siste års gode siktedyp på Jomfruland har snudd den negative trenden, som var signifikant fram til 2003. Dårligere siktedyp i perioden henger sammen med økning i både partikler og planteplankton i øvre vannmasser. Planteplanktonbiomassen var relativt lav sommeren 2005 (se figur 6.1), men likevel var siktedypet dårligere ved Arendal sammenlignet med 2004. Imidlertid var partikkelkonsentrasjonen (TSM og POC) noe større i 2005 enn 2004 og kan forklare et dårligere siktedyp.



Figur 4.6 Siktedyp målt i kystvannet av Skagerrak i sommerperioden juni-august.

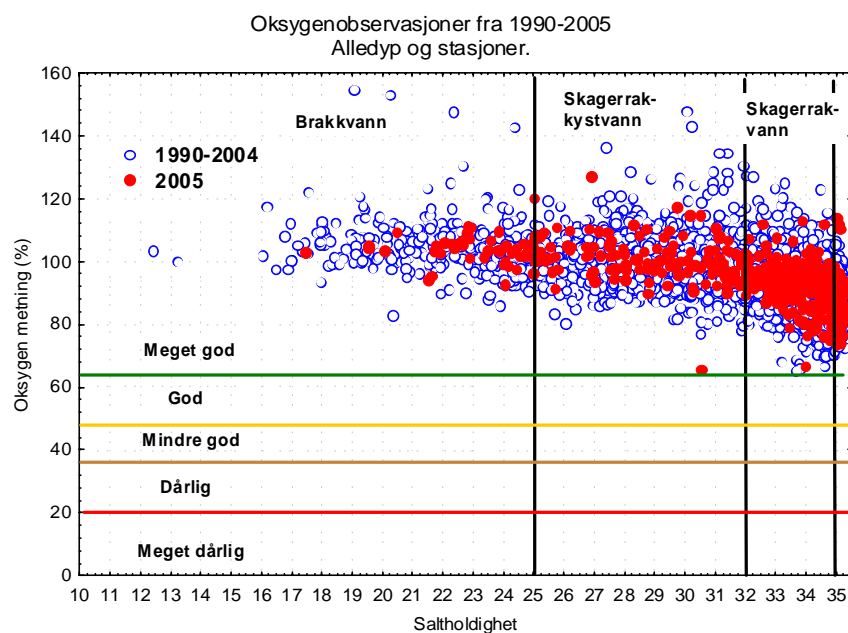
a) Siktedypskvalitet ved Færder, b) - Jomfruland, c) - Arendal, d) - Lista. Siktedypskvalitet er iht. SFTs kvalitetskriterier.

Tabell 4.1 Regresjonsanalyse av siktedypsmålinger ved Jomfruland, Arendal og Lista. Negativ trend betyr signifikant dårligere siktedyp i perioden.

Periode 1991-2005	Stasjon	r <sup>2</sup>	Signifikans p	Trend
Hele året	Jomfruland	0.00	0.75	Ingen
	Arendal St. 2	0.43	0.007	Negativ
	Lista	0.51	0.002	Negativ
	Alle tre stasjoner	0.46	0.006	Negativ
Sommer-verdier juni-august	Jomfruland	0.00	0.77	Ingen
	Arendal St. 2	0.47	0.004	Negativ
	Lista	0.70	0.000	Negativ
	Alle tre stasjoner	0.40	0.01	Negativ

#### 4.4 Vannkvalitet i dypere vannmasser

Oksygenmetningen i de dypere vannmassene i kyststrømmen i 2005 er i tilstandsklasse ”meget god” i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier (Figur 4.7).



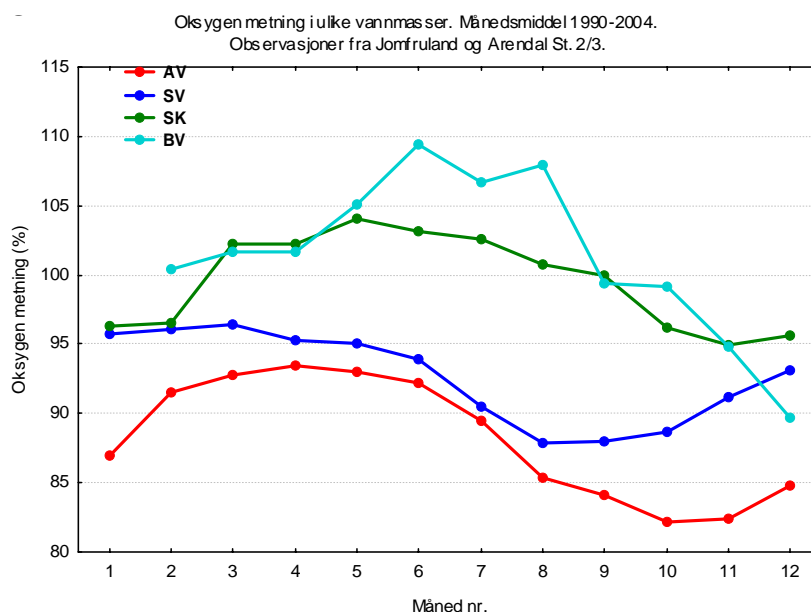
Figur 4.7 Oksygenmetning (%) i kystvannet målt over perioden 1991 – 2005. Observasjoner fra Færder, Jomfruland, og Arendal. Resultater fra 2005 er markert med røde punkter.

Kystvannets oksygeninnhold varierer gjennom året og mellom de ulike vannmassene i Skagerrak (Figur 4.8). I det brakke overflatevannet (BV) måles det en overmetning i de varme sommermånedene juni-august og lavest metningsprosent utover høsten (lite brakkevann om høsten gjør at få målinger ligger til grunn for dette resultatet og det skal brukes med forsiktighet). I Kystvannet (SK) er det gode oksygenforhold gjennom hele året. I Skagerrakvann (SV) fra 25 til 100-150 m dyp (jfr. Figur 2.5) er det laveste oksygeninnholdet på sensommeren (august-september), mens det i Atlantisk vann (dypere enn 100 m, jfr Figur 2.5) er lavest i oktober-november.

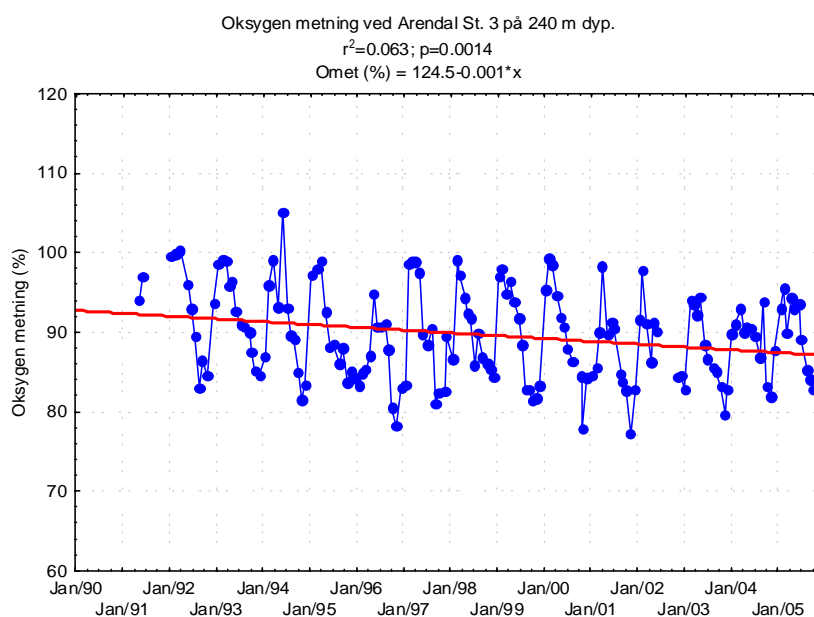
De gode oksygenforholdene i kyststrømmen er å forvente siden vannet har kort oppholdstid. Økt planteplanktonproduksjon og økt mengde organisk materiale som øker oksygenforbruket i dypere vannmasser, vil normalt ikke føre til kritisk lave oksygenkonsentrasjoner vannmasser

med kort oppholdstid, noe som også observasjonene fra Kystovervåkingsprogrammet viser. Selv om oksygenforholdene er gode, er det en tendens til avtakende konsentrasjonene i de dypere vannmassene målt utenfor Arendal (Figur 4.10). Figur 4.10 viser at både maksimum og minimum verdiene har samme tendens, dvs. avtar gjennom perioden. Andre analyser har tidligere vist avtakende oksygenkonsentrasjoner i fjorder og kystvann langs Skagerrakkysten (Johannessen og Dahl, 1996) samt ute i Skagerrak (Andersson, 1996) og observasjonene fra Kystovervåkingsprogrammet synes å bekrefte at denne negative trenden fortsetter.

Selv om oksygenforholdene i Kyststrømmen er gode, vil avtakende konsentrasjoner i Kyststrømmen ha betydning for fjorder og estuarier langs Skagerrakkysten siden disse områder stadig forsynes med vann fra Kyststrømmen. En moderat lavere oksygenkonsentrasjon i det innstrømmende vannet kan få alvorlige konsekvenser for oksygenkonsentrasjonen i fjordbassenget, avhengig av oppholdstiden på bassengvannet. Samtidig som oksygenkvaliteten på nytt innstrømmende vann til terskelfjorder forringes, vil den konstaterte

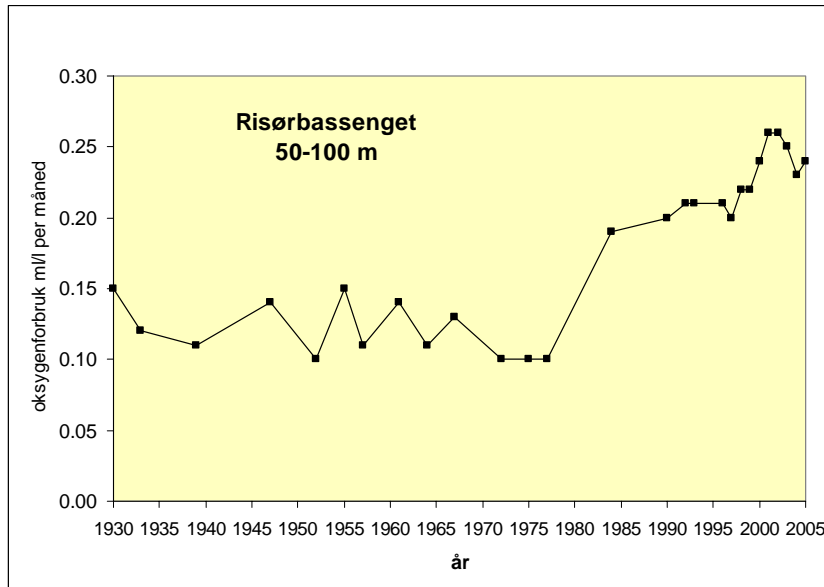


Figur 4.8. Oksygen i kystvannmasser plottet som oksygenmetning (%) pr. måned i 1990-2004. AV: Atlantisk vann. SV: Skagerrak-vann. SK: Skagerrak kystvann. BV: Brakkvann. Vanntypene er definert i kap. 2.2.



Figur 4.9 Oksygenmetning (%) på 240 meters dyp på stasjon Arendal St. 3 i perioden 1991-2005.

økningen i næringssalter i kystvannet gi økt organisk belastning og økt oksygenforbruk i dypvannet. Figur 4.10 viser oksygenforbruk i Risørbassenget i perioden 1930-2005 (Observasjoner fra Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen) og viser en klar økning av oksygenforbruket fra 1980 (omlag 70 % større i perioden 1984-2005 enn i 1930-77). Dette betyr at den organiske belastningen på Risørbassenget har økt tilsvarende. Det økte oksygenforbruket de siste 15 år har ført til dårligere oksygenforhold i en rekke fjord- og kystbasseng langs Skagerrakkysten.

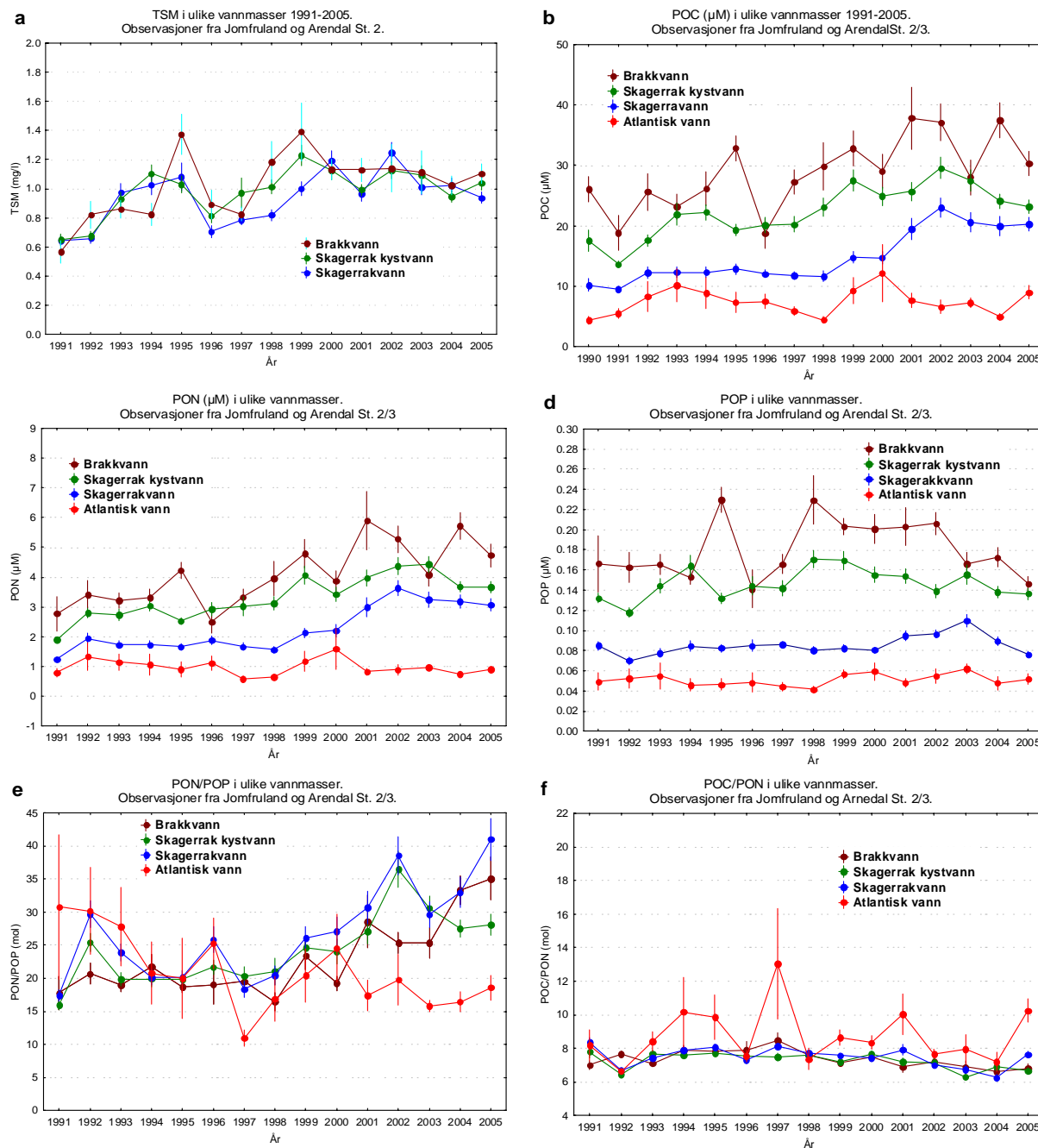


Figur 4.10  
Oksygenforbruket i  
Risørbassenget  
mellom 1930 og  
2005. (Kilde: HI).

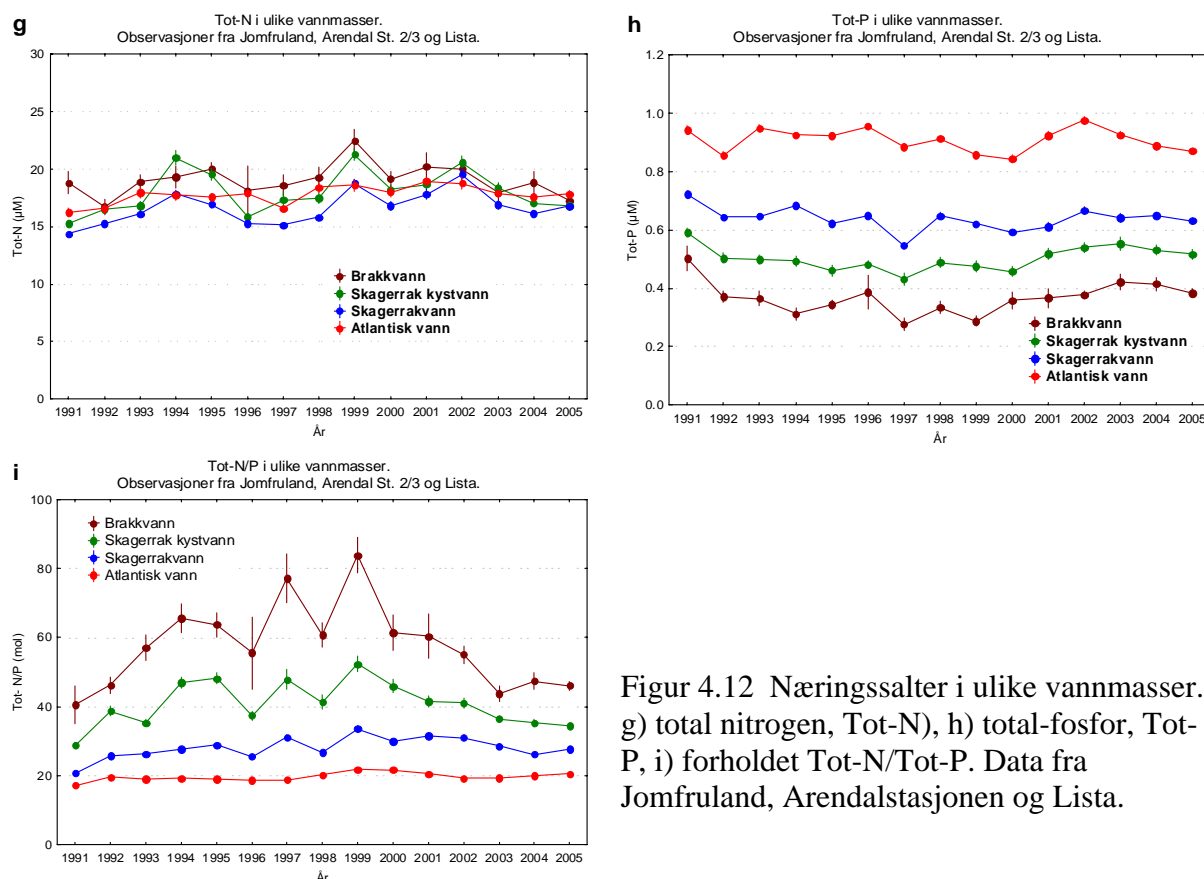
Årsmiddelverdiene av partikkelkonsentrasjonen (TSM) viser samme økende utvikling (signifikant,  $p=0.03$ ) for de tre vannmassene Brakkvann, Kystvann og Skagerrakvann, oftest med den høyeste konsentrasjonen i brakkvannslaget og den laveste i Skagerrakvann (Figur 4.11 a, Tabell 4.2). Samme fordeling, med høyest konsentrasjon i brakkvann og lavest i Skagerrakvann, gjelder også for organisk materiale (POC, PON og POP, hhv. karbon, nitrogen og fosfor, Figur 4.11bcd).

Som for TSM er det en signifikant økning av POC og PON i perioden 1990-2005 for brakkvann, kystvann og Skagerrakvann, men ikke i Atlantisk vann (Tabell 4.2). For POP var det fortsatt en signifikant økning i Skagerrakvann til 2004, men målingene viser en nedgang i 2005 og det er ikke lenger noen signifikant økning. PON/POP-forholdet (Figur 4.11 e) øker i alle vannmasser (skyldes økende PON), unntatt i Atlantisk vann hvor det avtar gjennom observasjonsperioden (Figur 4.11 e og Tabell 4.2).

For total nitrogen (Tot-N, Figur 4.12g) er konsentrasjonen til vanlig størst i Brakkvann, deretter i Skagerrak kystvann. Atlantisk vann har ofte høyere konsentrasjoner enn Skagerrakvann. For total fosfor (tot-P, Figur 4.12h) er konsentrasjonen gjennomgående høyere i de dypere liggende vannmasser som Atlantisk vann, enn i f.eks. Brakkvann. N/P-forholdet blir derved størst i Brakkvann og lavest i Atlantisk vann, som også framgår av Figur 4.12i. For tot-P er det ikke noen signifikant utvikling i perioden (Tabell 4.2). For tot-N er det en signifikant økning i Atlantisk vann. Brakkvann og Kystvann synes å vise en variasjon med økning fram til 1999 og reduksjon i etterfølgende periode. N/P-forholdet er signifikant økende i Atlantisk vann.



Figur 4.11 Partikulært materiale i ulike vannmasser. a) partikler TSM, b) partikulært organisk karbon, POC, c) –nitrogen, PON, d) forholdet organisk nitrogen og fosfor PON/POP. For TSM er det brukt data fra Jomfruland og Arendal St. 2, for POC, PON og POP data fra Jomfruland og Arendal St 2 og 3



Figur 4.12 Næringsalter i ulike vannmasser. g) total nitrogen, Tot-N), h) total-fosfor, Tot-P, i) forholdet Tot-N/Tot-P. Data fra Jomfruland, Arendalstasjonen og Lista.

Tabell 4.2 Resultater av regresjonsanalyse på middelerverdier. Trend = Positiv betyr signifikant økning i perioden. p gir signifikansnivået.

Periode	Stasjoner	Parameter	Vannmasse	r <sup>2</sup>	p	Trend
1991-2005	Jomfruland+Arendal	TSM	BV	0.3	0.03	Positiv
		TSM	SK	0.35	0.02	Positiv
		TSM	SV	0.29	0.03	Positiv
1991-2005	Jomfruland+Arendal	POC	BV	0.47	0.004	Positiv
		POC	SK	0.58	0.000	Positiv
		POC	SV	0.80	0.000	Positiv
		POC	AV	0.00	0.83	
1991-2005	Jomfruland+Arendal	PON	BV	0.57	0.001	Positiv
		PON	SK	0.71	0.000	Positiv
		PON	SV	0.78	0.000	Positiv
		PON	AV	0.04	0.50	
1991-2005	Jomfruland+Arendal	POP	BV	0.01	0.67	
		POP	SK	0.06	0.39	
		POP	SV	0.22	0.09	(Nær positiv)
		POP	AV	0.07	0.35	
1991-2005	Jomfruland+Arendal	PON/POP	BV	0.61	0.000	Positiv
		PON/POP	SK	0.57	0.001	Positiv
		PON/POP	SV	0.56	0.00	Positiv
		PON/POP	AV	0.48	0.008	Negativ
1991-2005	Jomfruland+Arendal	POC/PON	BV	0.26	0.05	(Nær negativ)
		POC/PON	SK	0.26	0.05	(Nær negativ)
		POC/PON	SV	0.15	0.18	
		POC/PON	AV	0.00	0.83	
1991-2005	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-N	BV	0.0	0.78	
		Tot-N	SK	0.05	0.42	
		Tot-N	SV	0.22	0.07	(Nær positiv)
		Tot-N	AV	0.29	0.04	Positiv
1991-2005	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-P	BV,SK,SV,AV	0.00	0.3-0.9	
1991-2005	Jomfruland+Arendal+Lista	Tot-(N/P)	SV	0.22	0.07	(Nær positiv)
		Tot-(N/P)	AV	0.3	0.03	Positiv

## 5. Planktonsamfunn i Skagerrak

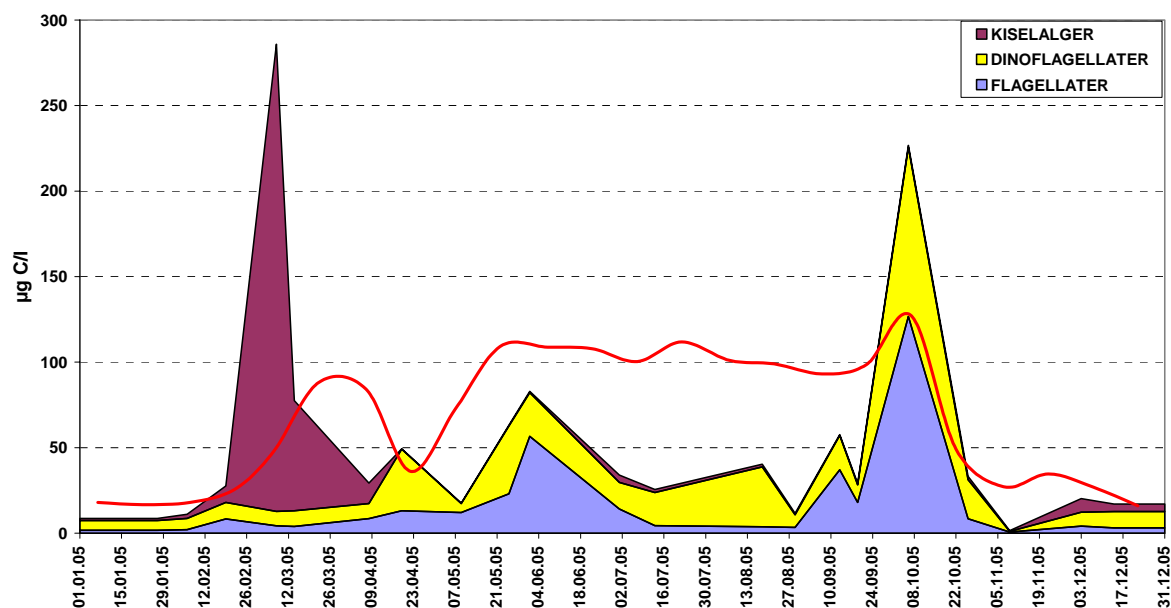
Våroppblomstringen i 2005 startet tidlig (februar) og var den kraftigste oppblomstring av kiselalgen *Skeletonema* på mer enn 10 år. Oppblomstringen ble etterfulgt av de høyeste tettheter av hoppekrepsen *Calanus* som er målt i 10-årsperioden. Sommerblomstringen av kalkalgen *Emiliana huxleyi* var også rekordhøy og i oktober ble det registrert en kraftig høstopplomstring dominert av flagellater og nakne dinoflagellater. I mellomliggende perioder var det lave konsentrasjoner av planktonalger, og totalt sett var algebiomassen lav (16,8 g C/l/år) og på nivå med de tre foregående årene. Foruten våroppblomstringen var tettheten av *Calanus* resten av året på nivå med gjennomsnittet 1994-2004. Tettheten av små copepoder som *Paracalanus/Pseudocalanus*, *Acartia* og *Oithona* har vært høy i 1999-2004, men var lav i 2005 og andelen av store copepoder var høyere. Totalt sett over året var biomassen av zooplankton på nivå med gjennomsnittet 1994-2004, men økningen av *Calanus* spp. i 2005 er positiv for overlevelse og vekst av f.eks. fiskeyngel.

Av potensielt toksiske dinoflagellater ble *Alexandrium* (PSP-produzent) registrert med konsentrasjon over faregrensenivå i mai, og *Dinophysis acuta* (DSP-produzent) hadde forekomster over faregrensenivå i september og oktober. Også i 2005 ble det observert forekomster av detritus i vannprøvene fra Skagerrak ut over hva som er normalt.

### 5.1 Planteplankton i 2005

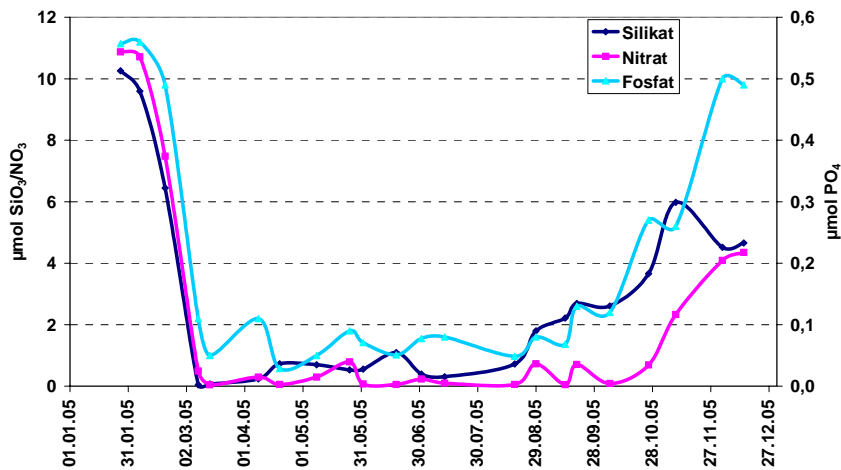
I 2005 ble det registrert tre blomstringsperioder (Figur 5.1) – vår, sommer og høst. Våroppblomstringen startet i februar og nådde sitt maksimum i begynnelsen av mars. Som normalt var denne blomstringsperioden dominert av kiselalger, og med et maksimumsnivå på 273 µg C/l, er dette en av de mest massive våroppblomstringene som er registrert på Arendal st. 2. Bare under den uvanlig kraftige blomstringen i 1994 da kiselalgen *Lauderia annulata* blomstret, har det vært registrert høyere algebiomassen om våren.

Beregnet cellekarbon, Arendal st.2, 2005



Figur 5.1 Biomassevariasjonen over året i form av beregnet cellekarbon (µg C/l) for 2005. Den røde linjen markerer gjennomsnittlig beregnet algekarbon for årene 1992-2004.



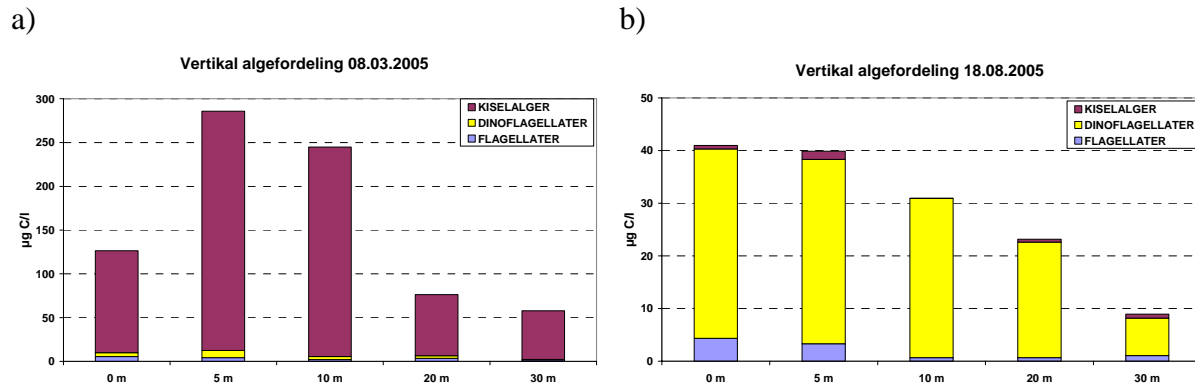


Figur 5.2. Tidsutviklingen for næringssaltene silikat, nitrat og fosfat på 5 meters dyp ved Arendal (st. 2) gjennom året 2005.

Den kraftige blomstringen kan ha sammenheng med høyt nitratnivået (10,9 µmol/l) ved starten av våroppblomstringen og det var betydelig høyere enn i 2004 (7,4 µmol/l), men det er flere forhold som spiller inn. Høye initiale nitratverdier i for eksempel 2002 (13,5 µmol/l) førte imidlertid ikke til oppblomstring ut over normal våroppblomstring. Våroppblomstringen tømte raskt næringssaltene (Figur 5.2) og konsentrasjonen nitrat, fosfat og silikat var nær null, men med små næringspulser, fra begynnelsen av mars til august.

En liten næringstilførsel i slutten av mai førte til en ny blomstringsperiode med den klassiske sen-vår/sommer blomstringen av kalkflagellaten *Emiliania huxleyi*. Næringssaltkonsentrasjonene, særlig med hensyn på nitrat, var etter dette på et lavmål fram til månedsskiftet august/september da konsentrasjonen igjen økte. Næringen som ble tilført, ble forbrukt til oppbygging av algebiomasse (dinoflagellater og flagellater), noe som klart kan sees på forløpet til nitrat som ikke får bygd seg opp før etter kulminasjon av høstblomstringen i oktober. Selv om omfanget av høstoppblomstringen rent tidsmessig var relativt beskjeden, så var likevel maksimumsbiomassen høy med 227 µg C/l og nesten på høyde med våroppblomstringen. Ettersom høstoppblomstringen besto av dinoflagellater og flagellater (ikke kiselalger) økte silikatmengden jevnt fram til desember, da en liten blomstringssituasjon av kiselalger førte til reduksjon av silikatmengden.

Det ble analysert to vertikalprofiler, en om våren (8. mars) og en om høsten (18. august), for å se på fordelingen av alger på andre dyp enn standarddypet på 5 m. Det ble valgt to datoer med lite detritus for at sammenligningsgrunnlaget mellom dypene skulle bli best mulig. Undersøkelsen viser at våroppblomstringen 8. mars hadde sitt maksimum på 5 m dyp og omfattet de øvre 10 meterne av vannsøylen (Figur 5.3) med *Skeletonema* dominerende på alle dyp. På høsten var algebiomassen dominert av dinoflagellater, og var høyest på 0 og 5 m dyp. *Ceratium tripos* var biomassemessig viktigst i de øvre 10 meterne (32-40%), mens *Karenia mikimotoi* dominerte (58%) på 20 m dyp.



Figur 5.3 Vertikalfordeling av algebiomasse (cellekarbon) den a) 8. mars 2005 og b) 18. august 2005 på St 2 Arendal..

## DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)

### Potensielt toksiske dinoflagellater

*Alexandrium*, som er en slekt med flere potensielle PSP-produsenter, ble registrert sammenhengende i perioden fra februar til begynnelsen av april, men forekomstene lå under faregrensenivå (200 celler/l). I slutten av mai ble *Alexandrium* registrert i et antall (440 celler/l) som oversteg faregrensen for opphoping av PSP-gift i skjell, men en uke senere var antallet redusert til under faregrensenivå. Bortsett fra en sporadisk forekomst i juli ble *Alexandrium* ellers ikke registrert.

Slekten *Dinophysis*, som består av flere ulike arter som er potensielle produsenter av diarégift (DSP), forekom i stort sett i lave konsentrasjoner hele året (jfr. Figur 6.7). Kun *Dinophysis acuta* ble registrert over faregrensenivå (200 celler/l) i perioden september-oktober med maksimumsregistrering (400 celler/l) i begynnelsen av oktober.

*Karenia mikimotoi* forekom sporadisk i perioden januar-februar og ble registrert på nytt om sommeren med maksimumsforekomst i midten av august. Vertikalprofil viste at *K. mikimotoi* forekom i høyest konsentrasjon (15.000 celler/l) på 20 m dyp. På tilsvarende tidspunkt ble den imidlertid registrert i betydelig høyere konsentrasjoner (opp til 82.000 celler/l) andre steder i Skagerrak, særlig i vestre del.

### Andre framtrede dinoflagellater

I motsetning til 2004 ble 2005 et år der forekomstene av *Ceratium* ikke var særlig høye (jfr. Figur 6.6). Riktignok var *Ceratium* relativt sett framtrede i begynnelsen av januar da dinoflagellater dominerte den lave algebiomassen med blant annet forekomster av *Ceratium lineatum* (380 celler/l), som også var framtrede vinteren 2004. Den biomassemessig mest framtrede *Ceratium*-arten i 2005 var imidlertid *C. tripos* som forekom jevnlig i perioden mai-oktober i lavt/moderat antall med maksimumsregistrering (760 celler/l) i august.

Under høstoppblomstringen i oktober blomstret også *Ceratium* (maks. 3.440 celler/l). Tallmessig dominerte *C. furca* (1.200 celler/l) og *C. macroceros* (1.200 celler/l), mens *C. tripos* var den biomassemessig mest framtrede *Ceratium*-arten. Totalt bidro *Ceratium* til bare vel 11% av algebiomassen under høstblomstringen 2005.

Generelt gjør slekten *Protoperdinium* lite av seg rent tallmessig, men dette kan være til dels store alger - noe som er tilfellet for *P. depressum* som var biomassemessig framtrede i siste halvdel av april da den bidro til 54% av algebiomassen.

Også *Entemosigma peridinioides*, som klassifiseringsmessig kan være usikker, men som her er klassifisert som en dinoflagellat, forekom jevnlig både vår og høst. Den var spesielt fram-tredende under høstoppblomstringen i oktober og bidro da til 9,4% av algebiomassen.

Generelt var små ubestemte nakne dinoflagellater fram-tredende bidragsytere til alge-biomassen i vinterperioden fram til våroppblomstringen. Etter våroppblomstringen var de pansrede dinoflagellatene mer fram-tredende, men utover sommeren og høsten ble de nakne dinoflagellate igjen viktige og bidro både i begynnelsen av september og i begynnelsen av oktober til rundt 20 % av den totale algebiomassen.

### **KISELALGER (Bacillariophyceae)**

Senere tids genetisk forskning har vist at det som tidligere er blitt kalt *Skeletonema costatum*, består av flere ulike arter. Hvilke arter av slekten *Skeletonema* som forekommer i våre far-vann, er til dels ukjent. I artslisten for 2005 opereres det derfor med *Skeletonema* spp.

En begynnende våroppblomstring av kiselalger ble registrert allerede 19. februar og ved neste prøveinnsamling 8. mars ble det registrert en massiv blomstring av *Skeletonema* (9,1 mill. celler/l) som utgjorde ca. 77 % av algebiomassen, men uken etter var *Skeletonema*-blomstringen over. En annen fram-tredende art var *Rhizosolenia hebetata* f. *semispina*. Dette er en stor alge som var fram-tredende fra begynnelsen av mars til begynnelsen av april med maksimum (17.250 celler/l) i midten av mars da den bidro til ca 50 % av algebiomassen. Selv om antallet (5.040 celler/l) var redusert i begynnelsen av april bidro den også da betydelig (38 %) til algebiomassen.

Av andre arter av betydning i våroppblomstringen kan nevnes *Detonula confervaceae*, *Chaetoceros socialis*, *Pseudo-nitzschia* spp. og *Thalassiosira nordenskiöldii*.

Etter at våroppblomstringen var over, var kiselalgeforekomstene generelt lave resten av året. Det ble imidlertid registrert to episoder i juli-august og desember med en del forekomst av *Proboscia alata* med maksimumskonsentrasjon (7.800 celler/l) i begynnelsen av desember da den bidro til 28,5 % av algebiomassen. Dette er en art som ofte forekommer i større eller mindre mengder om sommeren og senhøsten.

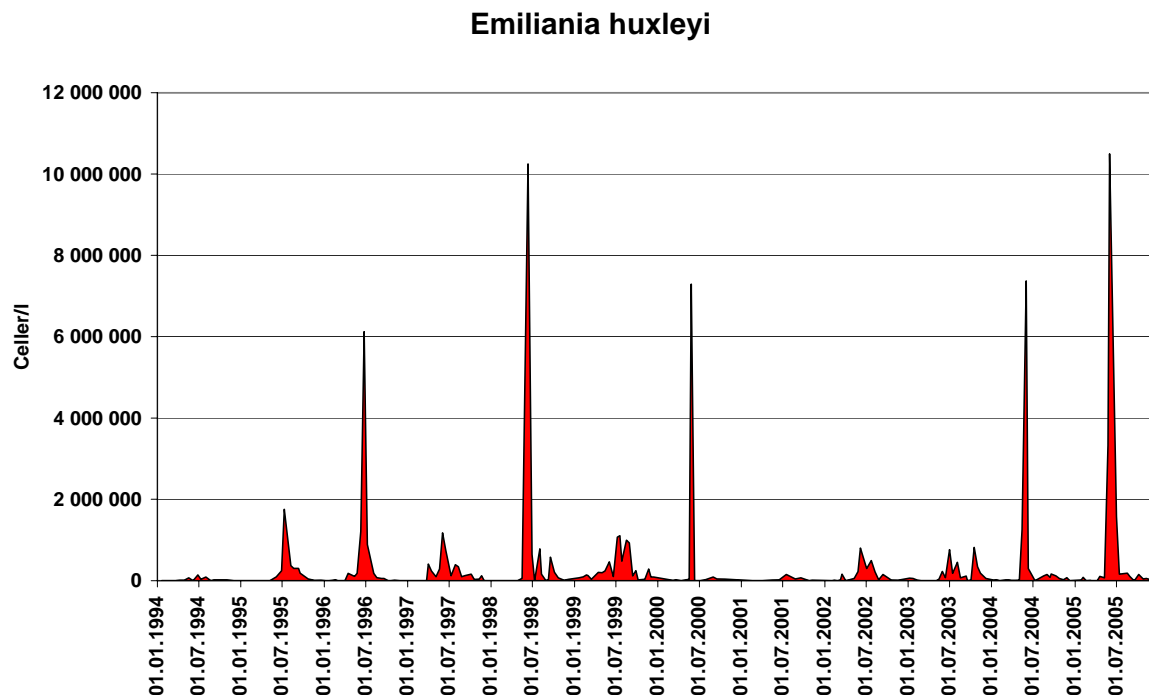
### **FLAGELLATER**

#### Kalkflagellater (Coccolithophyceae = Prymnesiophyceae)

*Emiliania huxleyi* ble registrert i lav konsentrasjon allerede tidlig i januar og ble registrert stort sett gjennom hele året. I slutten av mai startet en blomstring av *E. huxleyi* med maksimumsforekomst på 10,5 mill. celler/l en uke senere, da den utgjorde ca. 47 % av algebiomassen. Dette er den høyeste konsentrasjonen av *E. huxleyi* som noen gang er registrert på denne stasjonen (Figur 6.4). En måned senere var konsentrasjonen av *E. huxleyi* (1,6 mill. celler/l) fremdeles på blomstringsnivå, men avtok etter dette raskt. Ingen andre arter innenfor denne algeklassen blomstret i 2005.

#### Nåleflagellater (Raphidophyceae)

*Chattonella* aff. *verruculosa* og *Heterosigma akashiwo* ble begge kun registrert i lave konsentrasjoner i februar.



Figur 5.4 Forekomst av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* på stasjon 2 Arendal i perioden 1994-2005.

#### Olivengrønnalger (Prasinophyceae)

Denne algeklassen var blant de mest framtreddende flagellatene i midten av februar og i midten av april da *Pyramimonas* ble registrert med henholdsvis 455.900 og 305.500 celler/l. Det relative bidraget til algebiomassen var størst i februar da *Pyramimonas* bidro med ca. 18 % av den totale algebiomassen. Forekomstene ellers var stort sett lave.

#### Svelgflagellater (Cryptophyceae)

Cryptophyceene var av størst biomassemessig betydning i januar da de bidro til vel 13 % av algebiomassen med *Teleaulax acuta* som mest framtreddende art. Også i april, mai og oktober var cryptophyceene framtreddende og bidro til 6-8 % av algebiomassen. Høyest forekomst ble registrert i oktober da både *Plagioselmis* (1,3 mill. celler/l) og *Teleaulax acuta* (0,6 mill. celler/l) hadde maksimumsregistrering for året. Forekomstene var ellers generelt lave.

#### Ubestemte flagellater/monader

Generelt var forekomsten av ubestemte nakne flagellater/monader lave fram til og med september. I september økte forekomstene og i begynnelsen av oktober ble årets maksimumsforekomst registrert med totalt 21 mill. celler/l, hvilket bidro til 47 % av den totale algebiomassen.

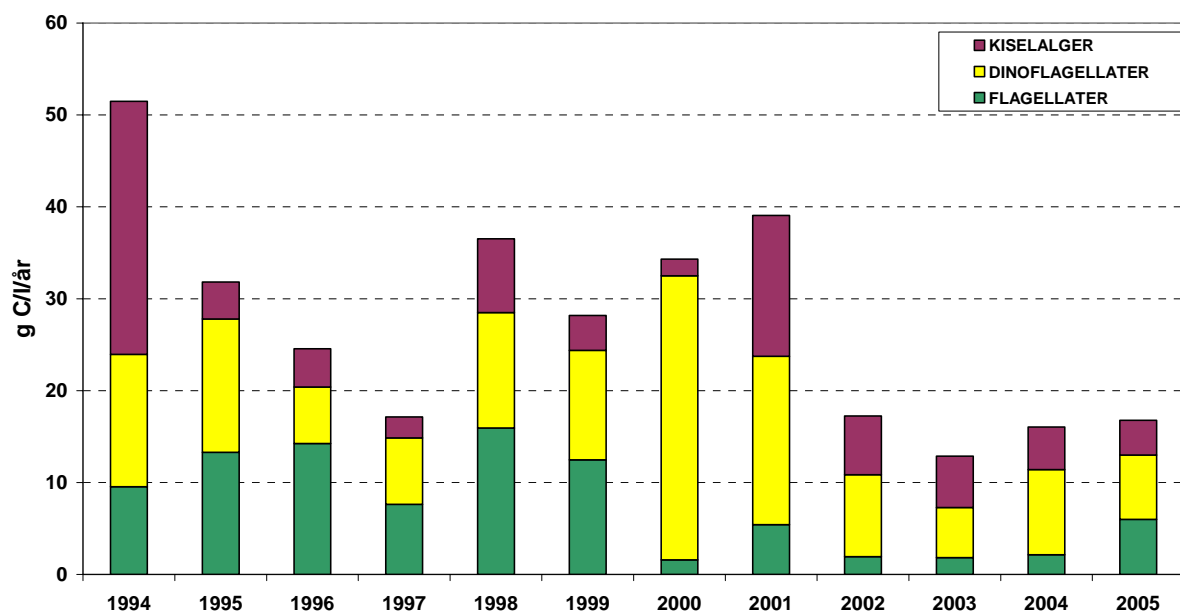
## 5.2 Utvikling i planteplanktonsamfunn over tid

Den beregnede algekarbonmengden integrert over året var i 2005 16,8 g C/l/år, som er på samme nivå som i 2004 (Figur 6.5). Dinoflagellatene bidro med nesten 42%, mens bidraget fra kiselalgene var omtrent 23%. Begge gruppene hadde en lavere andel enn i fjor.

Uklassifiserte flagellater/monader bidro i år relativt betydelig med 21% av den totale algebiomassen, noe som er mye høyere enn det som har vært vanlig de siste 5 årene. I tillegg bidro blomstringen av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* og blant annet en del forekomst av cryptophyceer og prasinophyceer til at de totale flagellatforekomstene utgjorde 36% av den totale algebiomassen.

Våroppblomstringen i 2005 startet i midten av februar og nådde sitt maksimum i begynnelsen av mars. Bortsett fra under våroppblomstringen i 1994 da *Lauderia annulata* blomstret og førte til svært høy beregnet mengde algekarbon, er dette den høyeste maksimumsregistreringen for våroppblomstringer. Det må imidlertid tas forbehold for at innsamlingsfrekvensen kan ha bidratt til for lave maksimumsregistreringer både i år og tidligere år. Blomstringen var en masseblomstring av *Skeletonema* som biomassemessig har gjort seg lite gjeldende de siste 10 årene. Man må helt tilbake til 1994 for å finne sammenlignbare forekomster av *Skeletonema*. *Rhizosolenia hebetata* f. *semispina* som overtok etter *Skeletonema*-blomstringen, har også tidligere (1995, 1999) vært framtrødende om våren, men ikke i slike konsentrasjoner som i år. Den er rapportert som en art som kan være en av de dominerende under våroppblomstringen i Oslofjorden. Arter som *Thalassiosira nordenskiöldii* og *Chaetoceros socialis* som har vært biomassemessig dominerende de siste årene (2002, 2003, 2004), var av mindre betydning i 2005.

### Integrert cellekarbon, Arendal st.2, 1994-2005

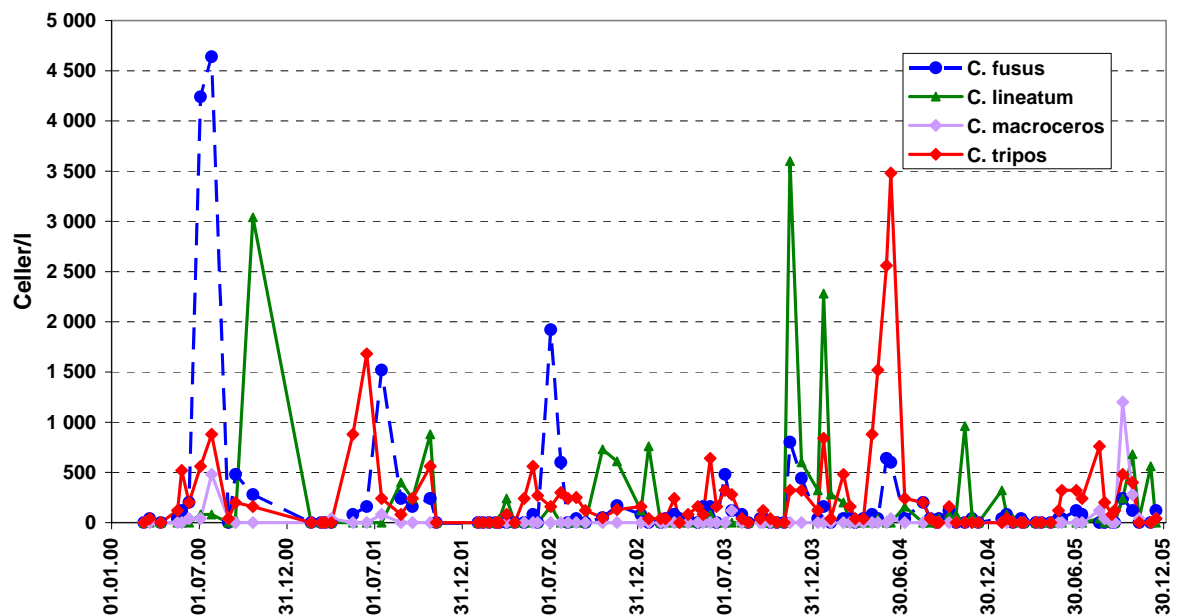


Figur 5.5 Total planteplanktonbiomasse ( $\mu\text{g C/l/år}$ ) integrert over året for perioden 1994-2005.

Etter kulminasjonen av våroppblomstringen økte algebiomassen igjen i slutten av mai da en betydelig blomstring av kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* ble registrert. *E. huxleyi* har de senere årene, med unntak av 2004, vært lite framtrødende og man må helt tilbake til 1998 for å finne tilsvarende nivå på *Emiliana*-blomstringen – se Figur 5.5.

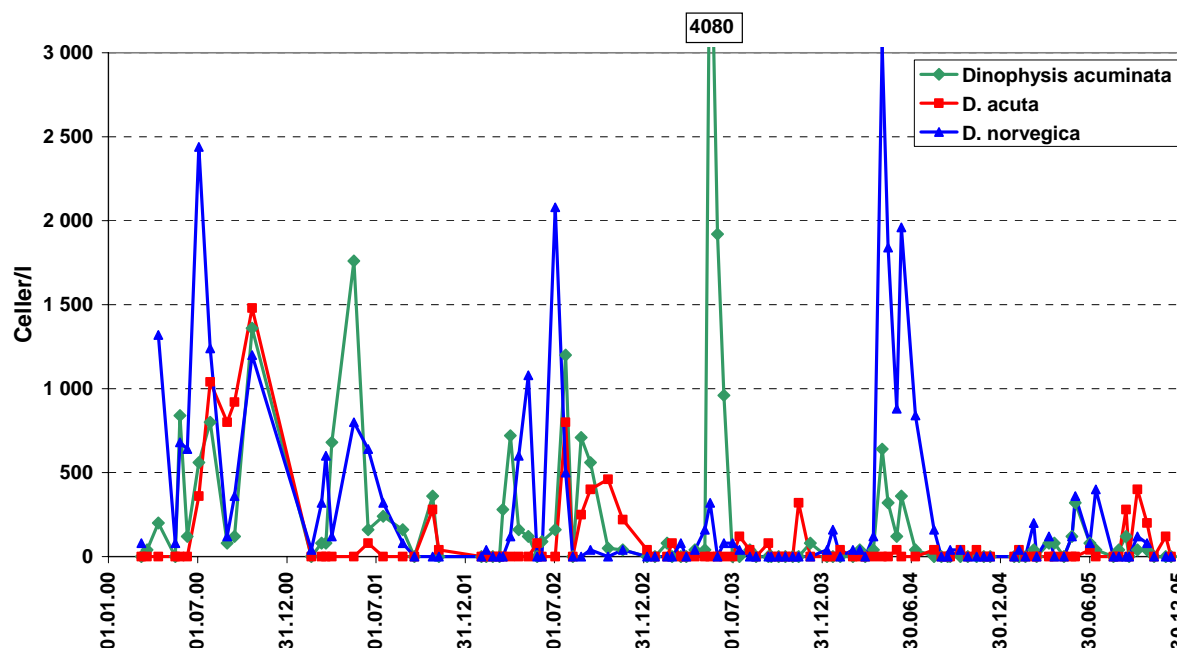
Forekomsten av dinoflagellatslekta *Ceratium* var lavt i 2005. Sett på artsnivå utmerket imidlertid den varmekjære arten *C. macroceros* seg (Figur 6.6). Dette er en art som er blitt mer framtrepende de senere årene og var i 2005 tallmessig den dominerende *Ceratium*-arten sammen med *C. furca*. *C. macroceros* har bare i 1997 blitt registrert i større antall enn i 2005. *C. furca* hadde kraftige blomstringer i perioden 2000-2002, men har nesten ikke vært tilstede de siste årene (ikke vist i figuren).

### *Ceratium fusus/lineatum/macroceros/tripos* 2000-2005



Figur 6.6. Forekomstene av *Ceratium fusus*, *C. lineatum*, *C. macroceros* og *C. tripos* i perioden 2000-2005 på st. 2 Arendal.

Innen den DSP-produserende algeslekten *Dinophysis* har det totalt sett vært en reduksjon av forekomstene de siste 5 årene. Dette gjelder også forekomsten av *D. acuta* som er den mest potente toksinprodusenten. I 2005 var det imidlertid bare *D. acuta* som hadde forekomster over faregrensenivå (Figur 6.7).

***Dinophysis acuminata/acuta/norvegica* 2000-2005**

Figur 6.7 Forekomstene av *Dinophysis acuminata*, *D. acuta* og *D. norvegica* i perioden 2000-2005 på st. 2 Arendal..

Den ichthyotoksiske (fisketoksiske) dinoflagellaten *Karenia mikimotoi*, som på 1970- og 1980-tallet forårsaket fiskedød ved flere anledninger på grunn av masseblomstringer, forekom kun i lave konsentrasjoner på Arendal st.2 også i 2005. Den ble imidlertid registrert i høyere konsentrasjoner andre steder i Skagerrak. I en periode i siste halvdel av august bygde den seg raskt opp, men masseblomstringen uteble også dette året. Trenden med relativt beskjedne forekomster av *K. mikimotoi* som startet på 1990-tallet, fortsatte dermed også i 2005.

#### DETRITUS

Også i 2005 som i 2004, ble det observert forekomster av detritus i vannprøvene ut over hva som er normalt. Observasjonene ble gjort stort sett hele året, men med enkelte detritusfrie datoer (6 av 21 prøver) (Tabell 5.1). Disse periodene forekom både vår, sommer, høst og vinter. Detritusforekomstene i algeplanktonprøvene forårsaket betydelige identifiserings- og kvantifiseringsproblemer. Årsaken til høye detrituskonsentrasjoner er ukjent.

Tabell 5.1. Observasjonsdatoer med detritus (D) i planktonprøver ut over det normale og datoer med detritusfrie (F) planktonprøver (normal tilstand) i 2005.

27. jan	D	08. apr	F	01. jul	D	19. sep	D
06. feb	D	19. apr	D	13. jul	D	06. okt	F
19. feb	D	09. mai	D	18. aug	F	26. okt	D
08. mar	F	25. mai	D	29. aug	D	09. nov	D
14. mar	D	01. jun	D	13. sep	D	03. des	F
						14. des	F

### 5.3 Dyreplankton i 2005

Dyreplankton lever i stor grad av planteplankton, og er et viktig ledd i næringskjeden mellom planteplankton og fisk. De fleste gruppene av dyreplankton som blir samlet inn i kystovervåkingsprogrammet er planteetere (herbivore) eller altetende (omnivore), mens enkelte (f.eks. pilorm, chaetognatha) er utelukkende rovdyr (carnivore). Forekomsten av dyreplankton i de øvre 50 m på Arendal St. 2 har vært overvåket siden 1994, ca. hver 14. dag.

#### ARTSSAMMENSETTING

Artssammensetting av dyreplanktonet ved Arendal St. 2 i 2005 viste lignende sesongsvariasjoner som er blitt observert tidligere år, og som avspeiler de ulike artenes livssyklus. *Calanus* spp (hoppekreps, Copepoda) utgjør en viktig komponent i planktonet i perioden februar - mai, mens andre calanoide copepoder og cyclopoide copepoder dominerer dyreplanktonet både i antall og i biomasse senere på sommeren (juli – september).

#### *Calanus* spp.

*Calanus* spp (*C. finmarchicus* og *C. helgolandicus*) lever primært av planteplankton og er nøkkelarter i økosystemene som føde for fiskelarver og planktonspisende fisk. *Calanus finmarchicus* overvintrer i dypere vannlag (juli-januar), og vandrer opp i øvre vannlag i februar/mars for å gyte. *C. helgolandicus* er en varmekjær art som transporteres med havstrømmer fra sørlige Nordsjøen inn mot kysten senere på sesongen.

*Calanus* artene var svært tallrike fra slutten av mars til første del av mai. De største mengdene ble observert 8. april (170 000 *Calanus* pr. m<sup>2</sup>; Figur 5.8a), dominert av små livsstadier (I-III). Dette er den største tettheten av *Calanus* som er blitt registrert på Arendal St 2 siden overvåkingen startet i 1994. Senere på sommeren var imidlertid forekomsten av *Calanus* spp på nivå med gjennomsnittet for 1994-2004.

#### Andre copepoder

For første gang ble kaldtvannsarten *Calanus hyperboreus* registrert i relativt store mengder på Arendal St.2 (130-1020 ind. pr. m<sup>2</sup> fra midten av mars til midten av april). Denne store hoppekrepsen er knyttet til kaldere vannmasser fra nordligere havområder og indikerer innstrømming av atlantisk vann til området.

I samme periode var tettheten av *Microcalanus* sp (2700 ind m<sup>2</sup>), den største som er registrert på Arendal St. 2. Denne arten kan indikere tilstedeværelse av dypvann på stasjonen.

*Pseudocalanus/Paracalanus* var som normalt den tallmessig dominerende gruppen av calanoide copepoder ved Arendal St 2, med maksimalforekomst i juli. Tetthetene var imidlertid lavere i 2005 enn i 2004 (75 000 pr. m<sup>2</sup>, Figur 5.8b).

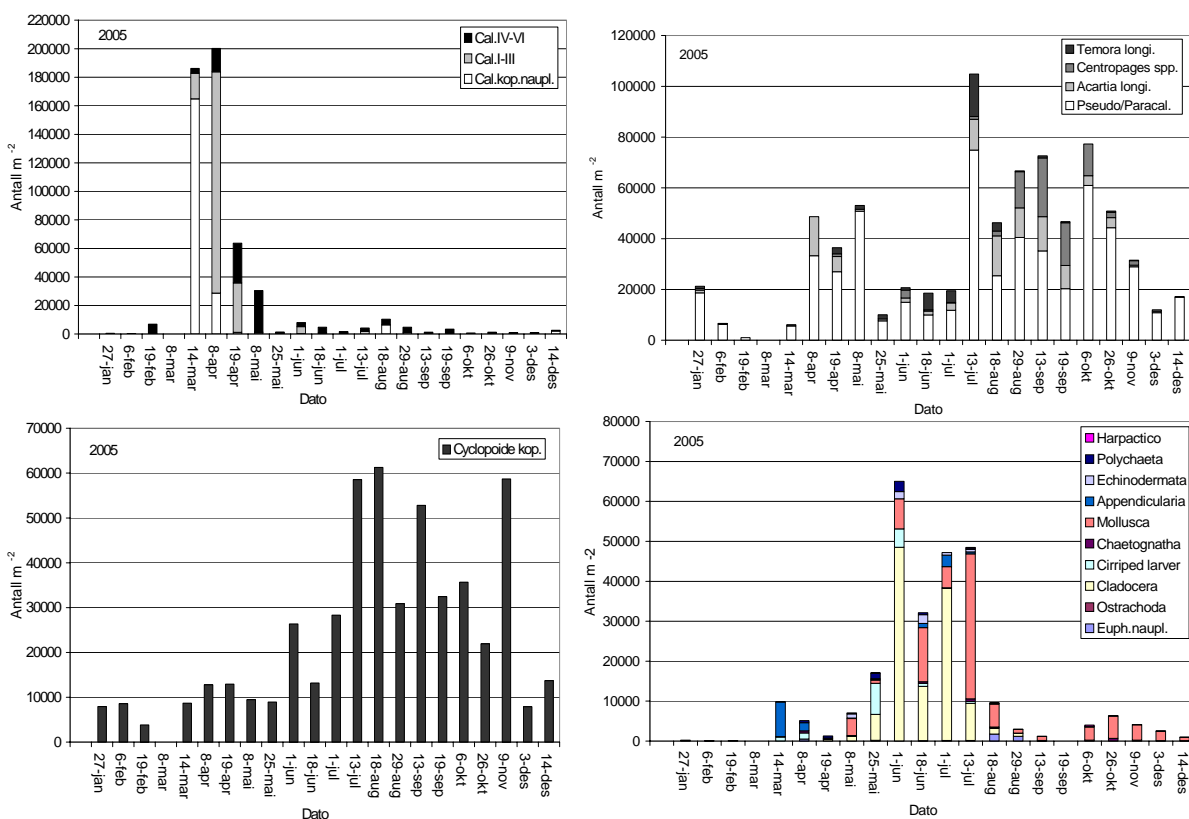
De calanoide copepodene *Temora longicornis*, *Acartia longa* og *Centropages* spp. forekom i noe lavere tettheter i 2005 enn i 2004. Samtlige hadde sin maksimale forekomst i juli-september (Figur 5.8b). I tillegg ble *Metridia lucens*, *Candacia armata* og *Anomalcorea patersonii* registrert periodevis i lave tettheter

Blandt cyclopoide copepoder dominerte *Oithona helgolandicus/O. similis* med maksimumverdier i perioden august – september (maks 61 000 pr. m<sup>2</sup>; Figur 5.8c). Tettheten av *Oithona* sp var på samme nivå som i 2004, som er markant lavere enn for perioden 2000-2003.



## Annet dyreplankton

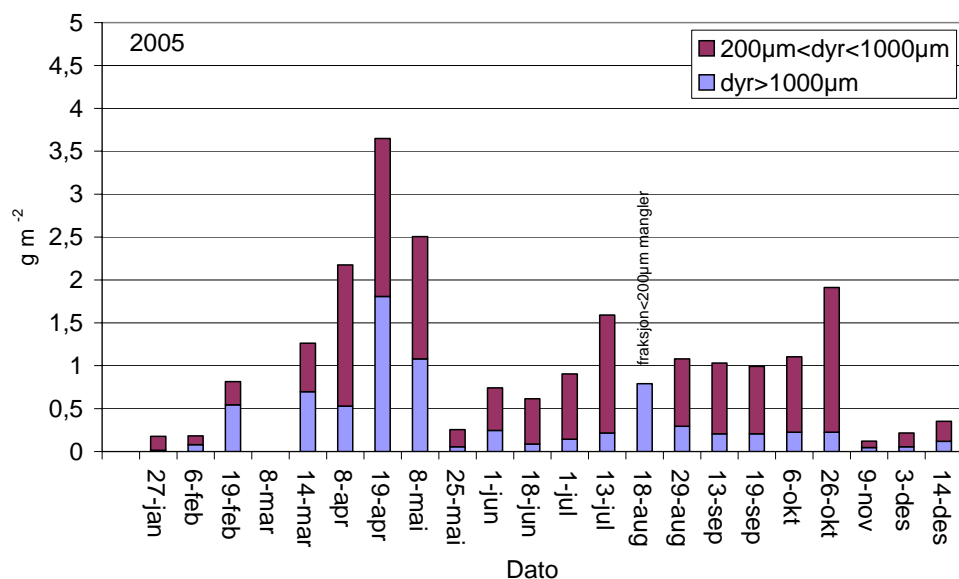
*Cladocera* er knyttet til vann med høy temperatur og lav saltholdighet, og denne gruppen var mest tallrik i mai-juli (Figur 5.8d), da overflatelaget hadde lav saltholdighet (kap. 2.2). Planktoniske mollusker (*Pteropoda*) forekom i størst mengde i mai-juni. Disse organismene har et kalkskall og gir et uforholdsmessig stort bidrag til tørrvekten. Pelagiske kappedyr (*Appendikularia*) filtrerer partikulært organisk materiale og var mest tallrik i mars. Andre grupper av dyreplankton, f.eks muslingekreps (*Ostracoda*), børstemark (*Polychaeta*), krillarlarver (*Euphausiacea*) og pilorm (*Chaetognatha*) ble observert periodevis i lave tettheter. Forekomst av larveplankton karakteriseres ofte av en eller få arter som dominerer i korte perioder og raskt avløses av nye arter. Planktoniske larver av rur ("Cirriped-larver") ble registrert på våren (mai-juni), mens larver av pigghuder (*Echinodermata*) forekom i mai-august (Figur 5.8d).



Figur 5.8 Fordeling av dyreplankton på ulike grupper og videre fordelt på enkelte arter i de øvre 50m for 2005 på st Arendal 2. a) *Calanus*-stadier, b,c,d) enkeltarter.

## BIOMASSE

Dyreplanktonbiomassen som tørrvekt (g/m<sup>2</sup>) ble målt for to størrelsesfraksjoner: 200-1000  $\mu\text{m}$  og større enn 1000  $\mu\text{m}$  (Figur 5.9). *Calanus* spp. stadie IV-VI bidrar mest til biomassen i den største størrelsesgruppen (> 1000  $\mu\text{m}$ ). Den minste størrelsesfraksjonen (200-1000  $\mu\text{m}$ ) utgjøres hovedsakelig av små stadier av *Calanus* spp, andre calanoide copepoder (*Pseudocalanus/Paracalanus*, *Acartia* sp.), cyclopoide copepoder (*Oithona* sp) og larveplankton.



Figur 5.9 Dyreplankton biomasse som tørrvekt ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) for de øvre 50 m fordelt på to størrelsesfraksjoner, 200-1000µm og 1000µm, for 2005 på st Arendal 2.

Total biomasse i 2005 varierte mellom 0,1 og  $3,6 \text{ g}/\text{m}^2$ , med de største verdiene i midten av april (Figur 5.9). Gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse i 2005 var  $1,08 \text{ g}/\text{m}^2$ , som er noe høyere enn i 2004, men lavere enn perioden 2000-2003. (Figur 5.10). Som normalt var biomassen dominert av små copepoder (fraksjonen 200-1000 µm) untatt i februar-april da andelen av store dyr (> 1000 µm) tilsvarte 50-60% av den totale biomassen (Figur 5.9). Dette skyldes sannsynligvis et større innslag av arten *Calanus hyperboreus* samt store stadier (IV-VI) av *C. finmarchicus*.

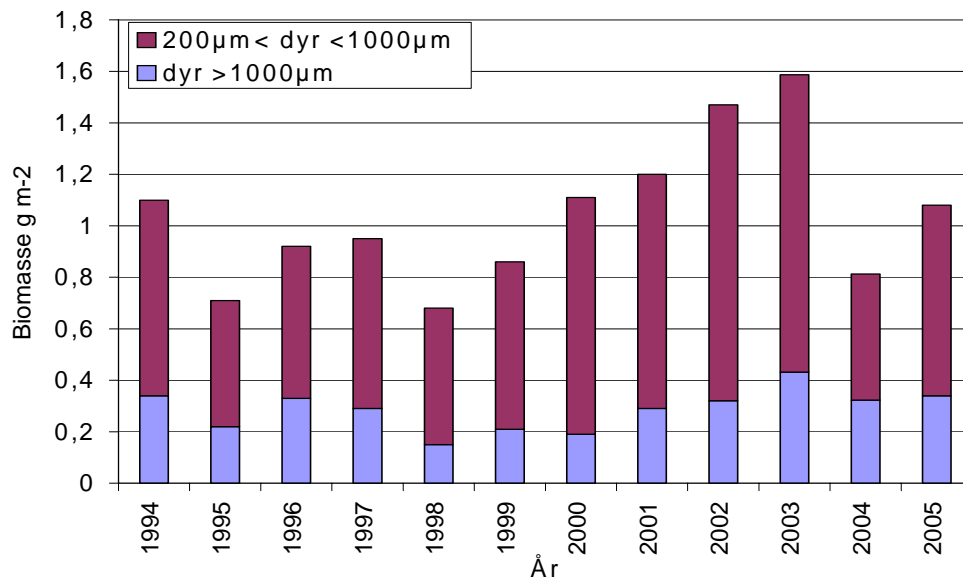
## 5.4 Endring i dyreplanktonet over tid

Årlig gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse ( $\text{g}/\text{m}^2$ , tørrvekt) for årene 1994 til 2005 har variert fra  $0,68 - 1,58 \text{ g}/\text{m}^2$  (Figur 5.10). Den laveste dyreplanktonbiomassen ble registrert i 1998 og den høyeste i 2003. Et hovedtrekk i perioden 1998 - 2003 var økt årlig gjennomsnittlig biomasse fra  $0,68$  til  $1,68 \text{ g}/\text{m}^2$ , tilsvarende 147 % økning i løpet av 4 år. Etter en nedgang i 2004, er gjennomsnittsverdien for 2005 på høyde med middel for perioden 1994-2005.

Gruppen av små calanoide copepoder som *Pseudocalanus/Paracalanus spp*, *Acartia spp*, *Temora longicornis* og *Centropages spp* har dominert i antall gjennom hele undersøkelsesperioden. Lav dyreplanktonbiomasse i 2004 og 2005 skyldes reduksjon i tettheten av både *Pseudocalanus/Paracalanus* og cyclopoide copepoder (*Oithona helgolandicus/O. similis*). Fra høye tettheter i 2002, har mengden avtatt med 64-68% frem til 2005 (Tabell 6.1). Disse copepodene er omnivore, har stor tåleevne i forhold til forurensning og fluktuasjoner i hydrografi, og er karakteristiske for kystnære områder. Årsaken til nedgangen er ikke kjent.

Forekomsten av *Calanus spp* var størst i 1996 og avtok i årene 1996-2000 (Tabell 6.1). Etter en økning fra 2000-2003, er årets gjennomsnittsverdi det høyeste for hele undersøkelsesperioden. Små byttedyr som befinner seg høyere i næringskjeden, er mindre gunstig som mat

for fisk enn store, herbivore typer av dyreplankton. I så henseende er økningen av *Calanus* spp. i 2005 positiv for overlevelse og vekst av f.eks. fiskeyngel.



Figur 5.10 Dyreplanktonbiomasse som tørrvekt ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) for de øvre 50 m fordelt på to størrelsesfraksjoner, 200-1000  $\mu\text{m}$  og 1000  $\mu\text{m}$ , som gjennomsnittsverdier for årene 1994-2005 på st Arendal 2.

Tabell 6.1 a) Dyreplanktonbiomasse (gjennomsnitt  $\text{g}$  tørrvekt/ $\text{m}^2$ ) og prosentfordeling mellom størrelsesfraksjoner og b) antall individer (årgjennomsnitt) og prosentfordeling av dyreplanktongrupper for årene 1994 til 2005 på st Arendal 2.

a)

Gj.snitt pr. år (ant/m <sup>2</sup> 10 <sup>4</sup> )	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Gj.snitt 1994-2005
<b>Gruppe</b>													
<b>Calanus spp</b>	0,40	0,63	1,09	0,50	0,32	0,36	0,57	0,64	0,75	1,08	0,65	1,55	<b>0,71</b>
<b>Andre calanoide kop. (&lt; 1,5mm)</b>	7,76	4,43	3,17	4,10	6,18	8,68	13,04	7,86	11,72	9,89	5,20	3,68	<b>7,14</b>
<b>Cyclopoide kop.</b>	0,94	1,24	1,55	2,57	2,97	3,23	6,09	6,64	6,96	6,99	2,08	2,45	<b>3,64</b>
<b>Annet dyreplankton</b>	0,73	2,56	3,61	2,26	1,63	6,00	8,34	3,02	7,80	3,19	1,24	1,26	<b>3,47</b>
<b>Totalt</b>	<b>9,84</b>	<b>8,86</b>	<b>9,42</b>	<b>9,44</b>	<b>11,10</b>	<b>18,26</b>	<b>28,05</b>	<b>18,16</b>	<b>27,23</b>	<b>21,15</b>	<b>9,17</b>	<b>8,94</b>	<b>14,97</b>
<b>% av ant. dyr i gruppene.</b>													
<b>Calanus spp</b>	4	7	12	5	3	2	2	4	3	5	7	17	<b>6</b>
<b>Andre calanoide kop. (&lt; 1,5mm)</b>	79	50	34	43	56	48	47	43	43	47	57	41	<b>49</b>
<b>Cyclopoide kop.</b>	10	14	16	27	27	18	22	37	26	33	23	27	<b>23</b>
<b>Annet dyreplankton</b>	7	29	38	24	15	33	30	17	29	15	13	14	<b>22</b>

b)

Gj.snitt pr. år i 0-50m ( $\text{g}/\text{m}^2$ )	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Gj.snitt 1994-2005
<b>dyr &gt;1000 μm</b>	0,34	0,22	0,33	0,29	0,15	0,21	0,19	0,29	0,32	0,43	0,32	0,34	<b>0,29</b>
<b>200 μm &lt; dyr &lt; 1000 μm</b>	0,76	0,49	0,59	0,66	0,53	0,65	0,92	0,91	1,15	1,16	0,49	0,74	<b>0,75</b>
<b>total for fraksjonene</b>	<b>1,1</b>	<b>0,71</b>	<b>0,92</b>	<b>0,95</b>	<b>0,68</b>	<b>0,86</b>	<b>1,11</b>	<b>1,2</b>	<b>1,47</b>	<b>1,59</b>	<b>0,81</b>	<b>1,08</b>	<b>1,06</b>
<b>dyr &gt;1000 μm (%)</b>	31	31	36	31	22	24	17	24	22	27	40	31	<b>26</b>
<b>200 μm &lt; dyr &lt; 1000 μm (%)</b>	69	69	64	69	78	76	83	76	78	73	60	69	<b>74</b>
<b>gj. snittlig vekt pr. ind. (μg)</b>	11,2	8,0	9,8	10,1	6,1	4,7	4,0	6,6	5,4	7,4	9,8	12,1	<b>7,9</b>

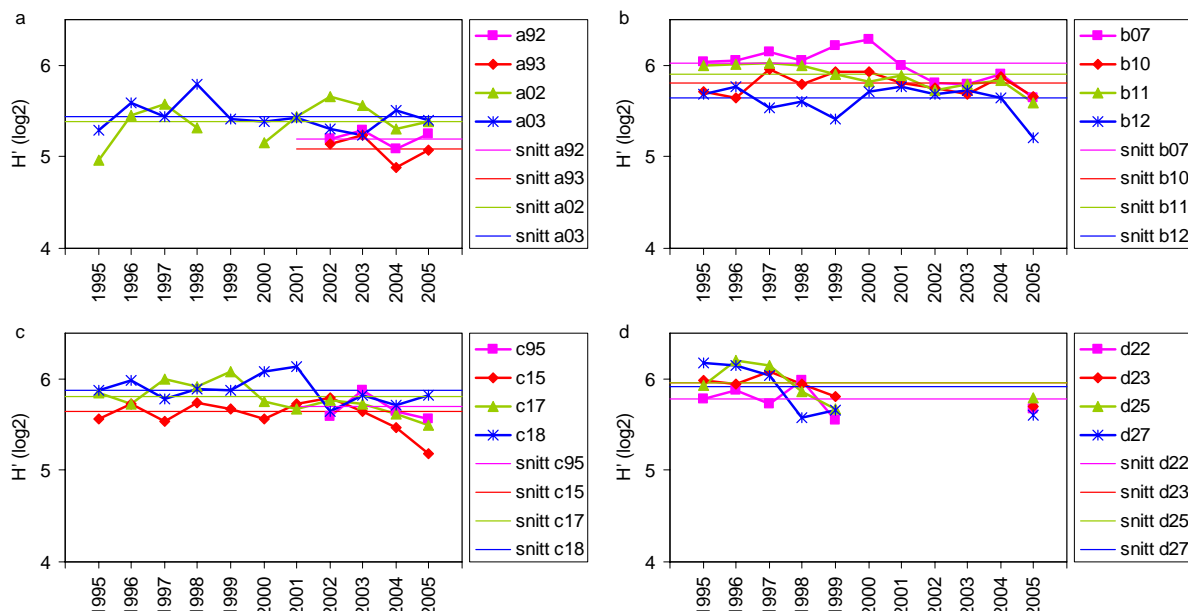
## 6. Hardbunnssamfunn

Artsmangfoldet i østre del av Skagerrak (A-området) var omtrent som gjennomsnittet for perioden 1995-2004 og det var en forbedring fra fjoråret. Artsmangfoldet på Sørlandskysten (området B og C) gikk generelt ned i 2005 på grunn av nedgang i antall arter og forekomst av hardbunnsdyr, spesielt av vannfiltrerende dyr (som svamp, børsteormer og sjøpunger), men også snegl og sjøstjerner. Stasjonene i D-området var sist gang undersøkt i 1999.

Artsmangfoldet i 2005 var omtrent som i 1999 og noe under gjennomsnittet for perioden 1995-1999. Tilstanden i makroalgevegetasjonen var generelt som normalt med bare mindre variasjoner. I tareskogen var tilstanden i 2005 generelt god med økt tilvekst av både stortare og sukkertare, sammenliknet med de to siste år. I C og D-området var det også god forekomst av fingertare. Det ble i 2005 også registrert økt voksedyp for fagerving, som indikerer mindre grumsete vann og bedre lystilgang. Nedgangen i hardbunnsfauna kan kobles til markert økt mengde slam på bunnen observert de siste 5 år. En effekt av bedre miljøtilstand i 2005 vil på grunn av treghet i systemet eventuelt kunne spores først om noen år.

### 6.1 Tilstand

Artsmangfoldet på stasjonene i A-området (Figur 6.1a) var i 2005 som gjennomsnittet for perioden 1995(2002)-2004. Diversiteten hadde generelt økt sammenliknet med 2004, hvor den var lav. Både i B- og C-området var imidlertid diversiteten i 2005 lavere enn gjennomsnittet for perioden 1995-2004, med unntak for stasjon c18 hvor artsamangfoldet var nær snittverdi (Figur 6.1b, c). Stasjonene i D-området var sist gang undersøkt i 1999 og resultatet viste at diversiteten i 2005 var omtrent som i 1999 og noe under gjennomsnittet for perioden 1995-1999. Nedgangen på sør og sørvestlandet (området B og C) synes å ha skjedd gradvis etter 1999-2002, med noe varierende knekketidspunkt for stasjonene.



Figur 6.1. Biologisk mangfold i hardbunnssamfunn langs kysten av Sør-Norge i 0-24m dyp. Biomangfold er basert på Shannon-Wieners indeks  $H'(\log_2)$  og forekomst av alger og dyr er gitt som sum over dypet av  $e^x$  hvor x er: 1=enkeltpunn, 2=sjelden, 3=vanlig, 4=dominerende. Gjennomsnitt er beregnet for perioden 1995(2002)-2004.

Figur 6.2 viser antall arter (taxa) og forekomst (mengde) av makroalger og makrofauna på hver stasjon i 2005 (punkter) sammenliknet med gjennomsnitt (linje) og standardavvik (farget felt) beregnet for perioden 1995-2004. (Figuren er basert på summerte data fra dybdeintervallet 4-22m. Variasjonen er normalt stor i de øvre 3 meterne på grunn av naturlig stor variasjon i det fysiske miljøet. Av den grunn er vurdering av tilstand basert på artssammensetning i dypere, mer stabile vannmasser. Nedre dyp er satt til og med 22 m dyp for å unngå problemer med nedre registreringsgrense på to av stasjonene som ligger på 23-24 m.)

### **Makroalger**

Tilstanden i makroalgevegetasjonen var generelt normal i 2005, vurdert ut fra antall arter og forekomst (mengde) av arter (Figur 6.2 a og b). Normalen er her definert som gjennomsnittet med standard avvik for perioden 1995-2004. Enkelte stasjoner avvok imidlertid noe. Stasjon a92, a02, b07 og b10 hadde færre arter enn normalen. Det ble funnet noe færre arter av grønnalger på stasjon a92 og b07 (Figur 6.2 c) og noe færre arter av brunalger på a02 og b10. Stasjon b10 hadde også færre rødalgearter. Analyse på artsnivå viste færre funn av brunalgene skolmetang, martaum, mykt kjerringhår og juvenil tare; av rødalgene kjøttblad, søl, smalving og tannskåring; og blant grønnalgene havsalat og laksesnøre. (Endringer på artsnivå er omtalt i kap. 6.2.) Vestlandsstasjon d22 hadde større forekomst av både rød- og brunalger enn normalen (Figur 6.2 d), deriblant stortare, sukkertare, fagerving, eikeving, havdun, søl og smalving.

### **Fastsittende dyr**

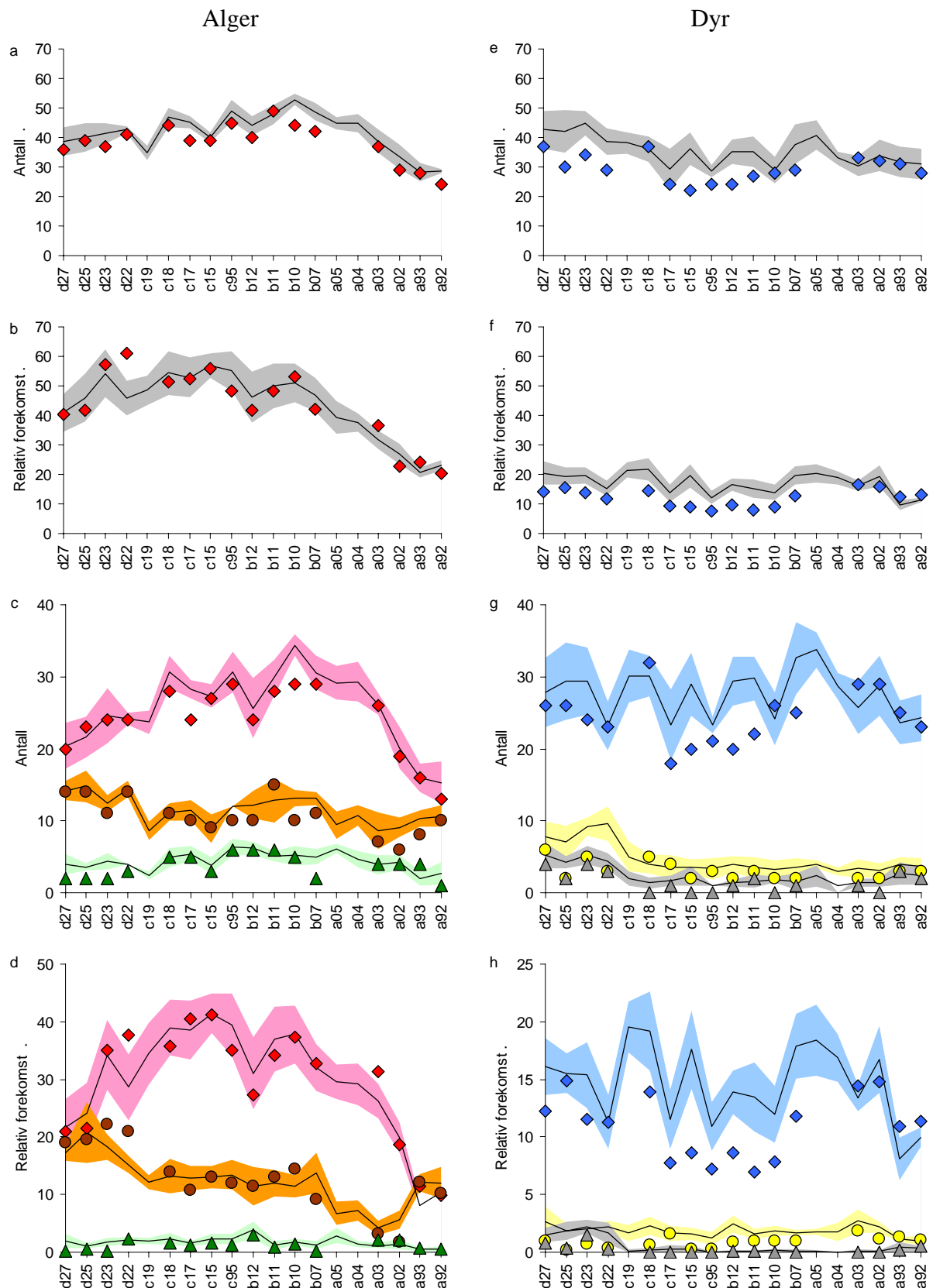
Tilstanden i makrofaunapopulasjonene var redusert, med færre arter og lavere forekomst i 2005 enn gjennomsnittet for perioden 1995-2004, med unntak for stasjoner i A-området (Figur 6.2 e og f). Det ble funnet færre arter på alle stasjoner i B, C og D-området, med unntak av c17, c18 og d27 (Figur 6.2 g). I B og C-området var det markert færre arter og mengde (forekomst) av vannfiltrerende dyr (Figur 6.2 h). I C-området ble det også registrert lavere forekomst av rovdyr/altetere. I D-området var det markert færre arter og forekomst av rovdyr/alterere, samt algebeitere. Reduksjonen i artsantall og forekomst er årsak til markert nedgang i artsmangfoldet beregnet for 2005 (Figur 7.1).

Det registreres ofte et omvendt mengdeforhold mellom alger og dyr, hvor økning av den ene går på bekostning av den andre ved konkurranse om plass mellom artene. I tillegg til konkurranse om plass, kan arter også dekke over hverandre og påvirke observasjonene. Men generelt var det ikke høyere algeforekomster i 2005 enn normalt. Det er usikkert hva som er årsak til den lave forekomsten av dyr, som også ble rapportert i 2003 og 2004. Fastsittende dyr har stor utbredelse i dypet under algevegetasjonens primærsone ned til ca. 12 m dyp. Med dypet øker graden av nedslamming og økt mengde slam kan være en forklaring, jfr kap. 6.2.3, som spesielt rammer hardbunnsdyrene. Endring i forekomst av utvalgte arter/artsgrupper er vist i kap. 6.2.2.

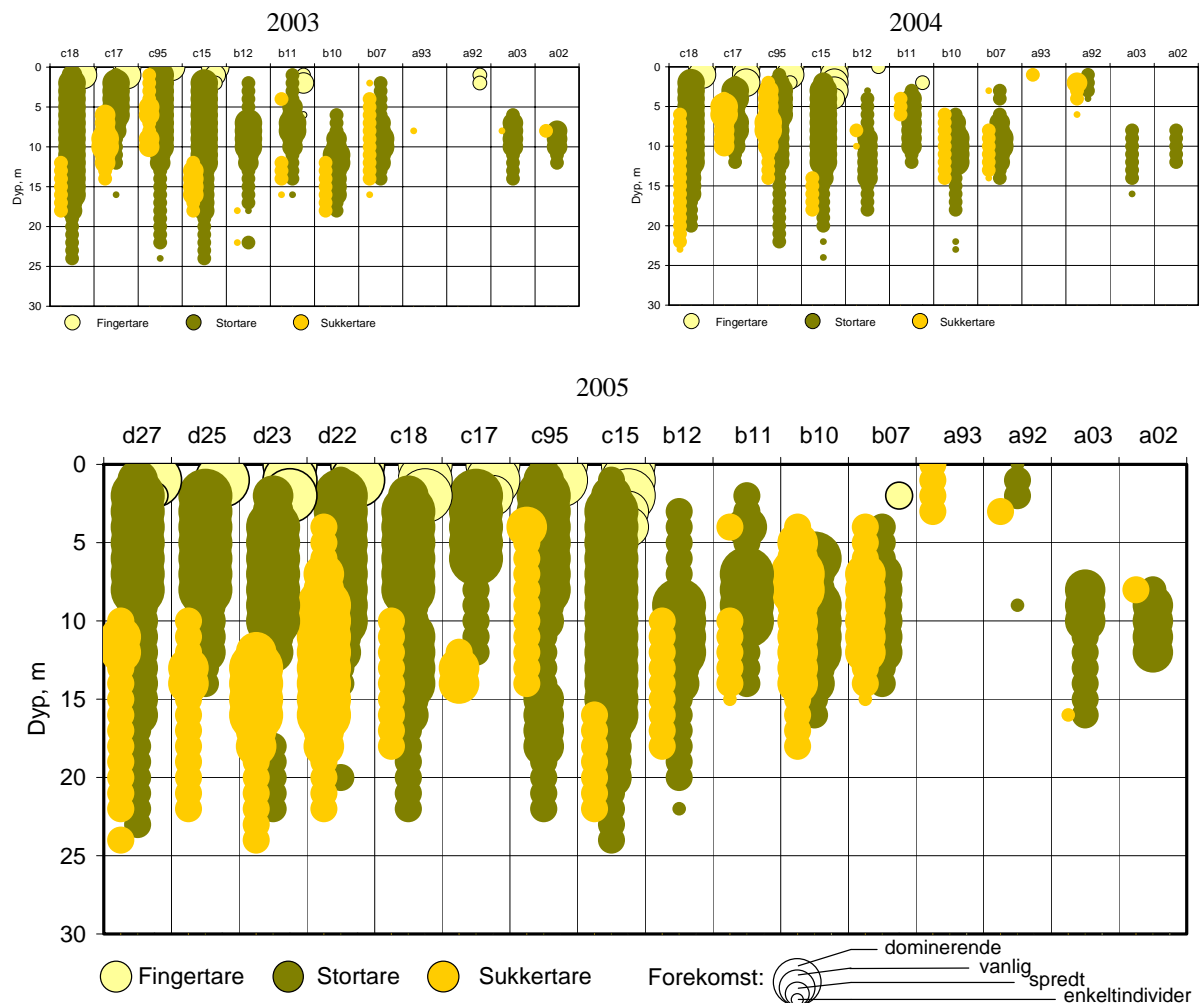
### **Tareskogvegetasjon**

Tilstanden i tareskogen i 2005 var generelt god med stor forekomst og vertikalutbredelse av stortare og sukkertare sammenliknet med de to siste år (Figur 6.3). I C og D-området var det også gode forekomster av fingertare.

Stortaren med sin lange stilk og store blad på toppen, skaper et viktig skogsmiljø som gir grunnlag for et rikt alge- og dyreliv (Christie 1995). Tarestilkene øker også tilgjengelig levesubstrat for dyr og alger og festerøttene (hapterene) skaper et rikt tilbud av gjemmesteder



Figur 6.2. Antall arter (taxa) og forekomst av alger og dyr i 2005 (punkter) sammenlignet med gjennomsnitt (linje) og standardavvik (farget felt) for perioden 1995-2004, basert på data fra dybdeintervallet 4-22m. a) antall alger, b) forekomst alger, c) antall arter og d) forekomst av rødalger (rød), brunalger (brun) og grønnalger (grønn), e) antall dyr, f) forekomst dyr, g) antall dyr og h) forekomst av vannfiltrerere (blå), rovdyr/altetende (gul) og beitere (grå).



Figur 6.3. Forekomst og vertikalutbredelse av fingertare, stortare og sukkertare tre siste år. Bredden på søylene indikerer mengden av tare (enkeltfunn, sjelden, vanlig, dominerende).

(habitater) for små dyr. Det rikholdige utvalget, spesielt av små dyr som hydroider, mark og krepsdyr, gjør tareskogen til et viktig matfat for fisk. Det skjul som tareskogen gir er sannsynlig også svært viktig for overlevelse av unge årsklasser av for eksempel torskefisk. I tillegg er tareskogen en viktig primærprodusent av organisk karbon, også løst organisk karbon (Birkett et al. 1998). Nedgangen i makrofauna synes å være i kontrast til den gode forekomst og vertikalutbredelse av tareskog i 2005.

I A-området er stortare vanlig i et snevert dybdeintervall (7-16m) på de bølgeeksponerte stasjonene a02 og a03. 2005 viste en liten forbedring ved at utbredelsen gikk litt dypere enn året før. På de beskyttede stasjonene, ble det som i 2004 og 2003, registrert spredte individer på a92. Det er vanskelig å skille mellom stortare og fingertare i A-området, da begge artene i østre del av Skagerrak kan få en svært atypisk form. Stortare er relativt følsom for høy vanntemperatur og lav salinitet. Den foretrekker salt og kaldt vann, og i Skagerrak lever den på grensen av sitt naturlige utbredelsesområde. Det vil naturlig kunne være store endringer i tares utbredelse på grunn av hydrografiske variasjoner. Ellers ble det i A-området observert spredte individer av sukkertare, men ikke skogdannende vegetasjon.

I B-området er de fysiske forutsetningene bedre enn i A-området og det gjenspeiles i større tetthet og større dybdeutbredelse av stortare. På b12 ble det funnet spredt vegetasjon av tare

ned til 20 m dyp. Det er noe dypere enn i 2004. Nedre voksegrense på de 3 andre B-stasjonene var mellom 14 og 16 m dyp, omtrent som året før. Resultatet viste ellers en god tilvekst av sukkertare, både i mengde og dybdeutbredelse, på disse relativt eksponerte kyststasjonene. Undersøkelser sukkertareprosjektet har gjennomført på mer bølgebekyttet kyst viste dessverre ingen tilvekst av sukkertare i 2005.

Også i C-området ble det registrert en tilvekst i mengde og dybdeutbredelse av stortare. Sukkertarevegetasjonen var omtrent lik tidligere år. På c15 utenfor Farsund ble det registrert spredt tarevegetasjon ned til 24 m dyp, hvilket er en økning med 4 m fra året før.

I C og D-området dominerer fingertare i de øverste meterne før stortare tar over dominansen fra ca 2 m dyp. I B-området observeres bare sporadiske funn av fingertare, men som for A-området kan det være vanskelig å skille mellom fingertare og stortare, og forekomsten av fingertare i B-området kan være underestimert.

I D-området var det dominerende tareskog på alle stasjoner, men med noe varierende dybdeutbredelse og mengdeforhold mellom stortare og sukkertare. Nedre voksedyp ble registrert til 24 m dyp. Stasjon d22 (Marholmen, Espevær) hadde størst forekomst av sukkertare av D-stasjonene, mens på d25 (Årebrot, Sotra) vokste stortare bare ned til 14 m dyp.

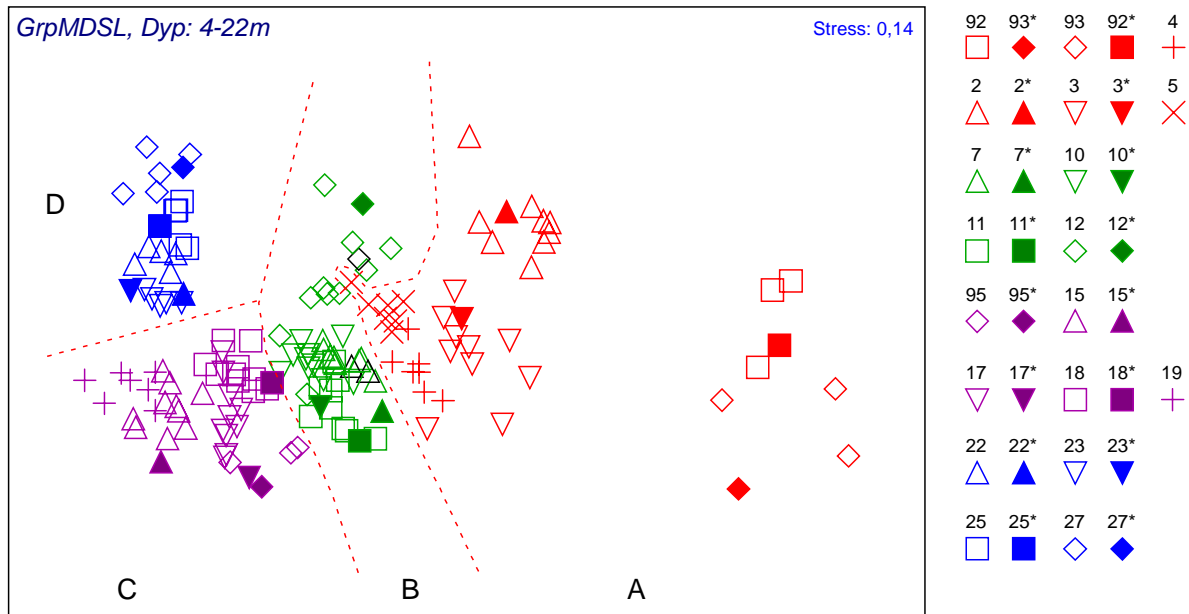
## 6.2 Utvikling over tid

Hardbunnssamfunnene i Skagerrak var de første fem årene av overvåkingsprogrammet (1990-94) preget av effekter av den store *Chrysochromulina*-oppblomstringen i 1988. Registreringer fra programmets første periode viste en er klar reetablering med økende artsantall og stor variasjon i artsforekomst (Moy et al. 2002). Reetableringsperioden fra 1990-1994 er derfor ikke egnet som grunnlag for å definere et 'normalsamfunn'. 'Normalsamfunn' for Skagerrak-kysten er her beregnet ut fra et gjennomsnitt av perioden fra 1995 og fram til siste foregående år. I det følgende belyses utvikling over tid først på samfunnsnivå og så på artsnivå (eller grupper av arter). Utvikling over tid på samfunnsnivå er basert på likhet i artssammensetning mellom stasjoner og områder av kysten beregnet ved standard multivariate analysemetoder spesielt utviklet for slike samfunnsvurderinger. Disse analysene lager en likhetsmatrise basert på artssammensetning og artsforekomst. Ut fra likhetsmatrisen plottes resultatet slik at avstanden mellom de ulike prøvene (f.eks. hver transektregistrering) i plottet gjenspeiler graden av likhet eller ulikhet gjennom avstand mellom punktene. Den grafiske fremstillingen i et todimensjonalt plan representerer gjentatte beregninger av likheter mellom prøvene fra en mange-dimensjonal sammenheng til det visuelt mer begripelige plandiagrammet.

### 6.2.1 Endringer på samfunnsnivå

Likhet mellom 2005 og årene før (1995-2004) for hver av stasjonene, er vist i Figur 6.4. Resultatene fra denne analysen viser en klar geografisk rangering av områdene A, B, C og D fra høyre til venstre som gjenspeiler biogeografiske regioner langs kysten av Sør-Norge fra øst til vest. 2005-observasjonene er markert med lukkede symboler og deres plassering i forhold til åpne symboler forteller hvor lik artssammensetningen var med tidligere år.





Figur 6.4. Likhet mellom hardbunnsstasjoner basert på artssammensetning (tilstedeværelse og mengde av arter/taxa). Liten avstand mellom symboler betyr stor likhet. Stasjoner i 2005 er markert med fylte symboler (og merket med \* i tegnforklaring). Stasjoner i perioden 1995-2004 er vist med åpne symboler (uten å angi det enkelte år). Område A (røde symboler), område B (grønne, pluss tre sorte ved en feil), område C (lilla) og område D (blå) er skilt med stiplede hjelpelinjer. Sammenlikningen er basert på registreringer fra dybdeintervallet 4-22m.

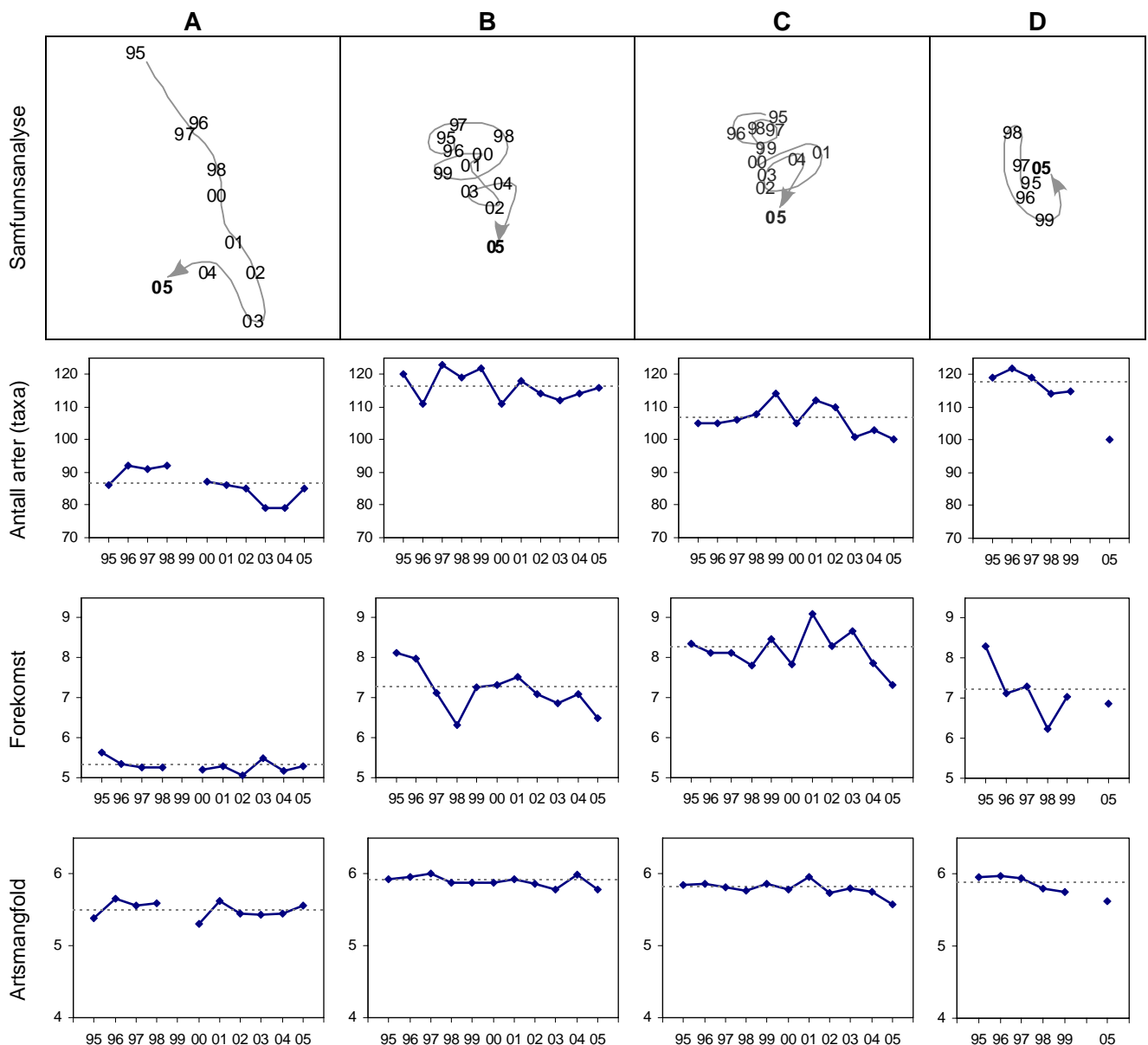
Av Figur 6.4 kan en se at alle årets stasjoner (fylt symbol) ligger nær tidligere år (åpne symboler) og at det totalt sett ikke er store forskjeller i artssammensetning. Størst forskjell mellom årene er funnet på stasjonene a92 og a93 som også avviker markert fra de andre stasjonene. Det skyldes først og fremst lavt artsantall og lav forekomst, men også avvikende artssammensetning fra øvrige stasjoner.

Figuren viser også at 2005 observasjonene i B og C-området, unntatt stasjon 12 (= b12) ligger i underkant av tidligere observasjoner. Det reflekterer påvist redusert forekomst av dyr. En stress-verdi i analysen mellom 0,1 og 0,2 (0,14) betyr at plottet gir en antydningmessig representasjon av sammenhenger og at plottet bør vurderes med forsiktighet.

Gjennomsnittlig utvikling for hvert av områdene A, B, C og D fra 1995 til 2005, er vist i Figur 6.5. For hvert område vises en samfunnsanalyse og kurver for antall arter, forekomst (relativ mengde) og artsmangfold. Samfunnsanalysen viser store endringer i artssammensetning i A-området med en jevn nedgang siden 1995 og fram til 2003. Siste år viser en liten oppgang. Året 2005 er merket med '05' i figuren. Oppgangen er også synlig som en liten økning i artsantallet og i artsmangfoldet. I B-, C- og D-området har endringer i artssammensetningen vært langt mindre sammenliknet med området A (punktene ligger tettere i plottene). I B og C-området viser samfunnsanalysen en nedgang i 2005 som har sammenheng med markert nedgang i forekomst av dyr i hardbunnssamfunnene. Artsmangfoldet i B endres ikke vesentlig da høy forekomst av makroalger bidrar til stabil høy diversitet. Nedgangen i C-området er større og artsmangfoldet har gått ned de siste årene. I D-området har også artsmangfoldet gått ned siden 1995-1999, som vesentlig skyldes redusert antall arter.

Samfunnsanalysen viser imidlertid at endringen i artsantallet har liten total betydning for samfunnet som helhet. (Endringer på artsnivå belyses under i kap 6.2.2.)

Variasjonene i algesamfunnene samvarierer delvis med svingninger i klimaet. Klimaet uttrykket ved vinter-NOA-indeksen (jfr. Figur 2.1) var sterkt positiv i 1995 (varm vinter), sterkt negativ i 1996 (kald vinter), nøytral i 1997, sterkt positiv i 2000 og 2002, mens 2001 var negativ. I 2003, 2004 og 2005 har NOA-indeksen vært nær null. Partikkelinnholdet i vannmassene varierer også med klimatiske forhold, men har generelt økt sterkt de siste årene. I 2000-2002 var det også spesielt store tilførsler av fosfor. Det er sannsynlig at partikkelbelastning har en negativ innvirkning på både artsantall og artsforekomst, spesielt for mange hardbunnsdyr.



Figur 6.5. Utvikling over tid (1995-2005) i områdene A, B C og D vist ved en samfunnsanalyse (mds), gjennomsnittlig antall arter, artsmengde (forekomst) og arts mangfold (Shannon-Wiener's  $H'(\log 2)$ ), basert på alger og dyr i dybdeintervallet 4-22m.

Stiplet linje viser gjennomsnitt for perioden. Siste år er ikke medregnet i gjennomsnitt.

Område A = st. 02 og 03, B = st. 07, 10, 11 og 12, C = st. 15, 17 og 18 og D=st. 22, 23, 25, 27.

I område A er året 1999 utelatt da bare en stasjon (a03) inngår i analysen. D-området ikke undersøkt i 2000-04.

Tilførsler av næringsrikt vann fra Tyskebukta og sørlige Nordsjøen (Figur 3.2) henger til en viss grad sammen med klima og påvirker i stor grad algevegetasjonen langs kysten, spesielt fordi dette næringsrike vannet tilføres vårt kystvann tidlig vår/sommer. Innstrømmingen av Tyskebukt vann var særlig sterk i flomårene 1994 og 1995, og siden i 1999, 2002 og 2003. Våren 2005 var det igjen stor transporten av næringsrikt vann fra Tyskebukta til kyststrømmen til tross for at NOA-indeksen var nøytral.

### 6.2.2 Endringer på artsnivå

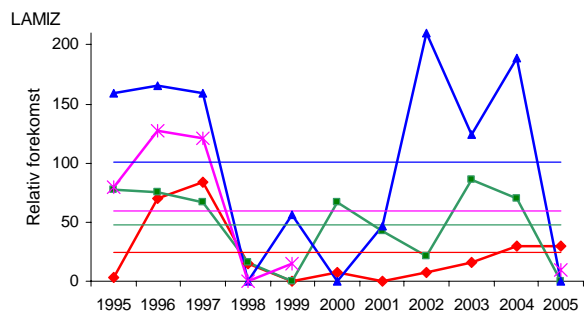
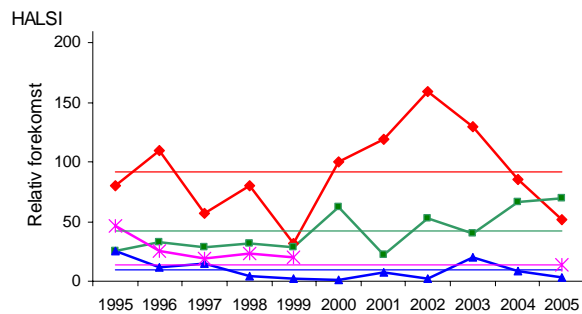
Endringer på samfunnsnivå er resultat av mange små endringer på artsnivå. Det vil ikke være mulig å omtale alle, men i det følgende presenteres noen av de viktigste endringene på artsnivå.

#### Makroalger

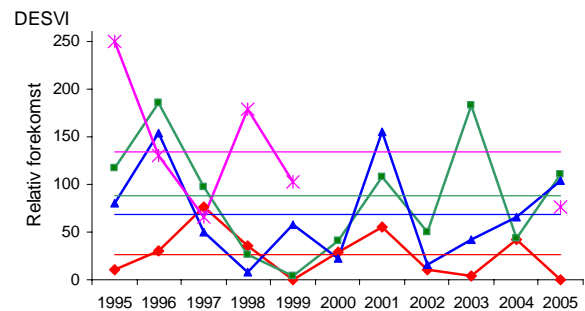
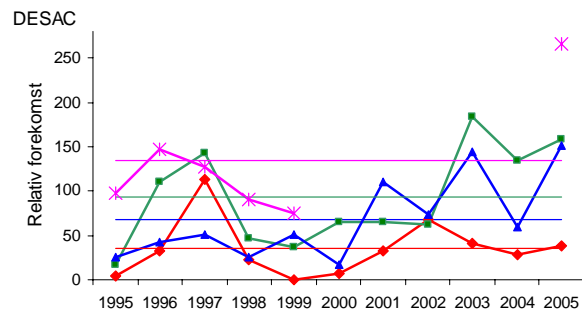
I henhold til kap. 6.1 var det relativt små endringer i makroalgevegetasjonen. Endringer for noen utvalgte makroalger er vist i Figur 6.6. Forekomsten av skolmetang (HALSI) har variert sterkt de siste 5 år, spesielt i A- og B-området, med sammenhengende nedgang i A-området siden 2002. Ut fra den store variasjonen ansees ikke nedgangen i 2005 som dramatisk. Forekomsten av ung tare (juvenile, LAMIZ) varierer sterkt i perioder og synes i 2005 igjen å være på et lavnivå i B-, C- og D-området. Også i perioden 1998-2000 var forekomsten av ung tare på et lavnivå. Slike store endringer synes å være en naturlig variasjon som har sammenheng med rekruttering og naturlig variasjon i populasjonen av ungtare på vent i tareskogens undervegetasjon. Når voksen tare dør eller rives bort med vinterstormer, vokser ungtaren kraftig til og overtar canopysjiktet. Etter en slik episode kan det gå noen år før en ny vegetasjon av ungtare har vokst fram. Slike endringer reduserer ikke kvaliteten i samfunnet, men påvirker de matematiske og statistiske analysene og kan skape støy for vurdering av tilstanden. Blant trådformede brunalger synes den litt opportunistiske arten stivt kjerringhår (DESAC) å ha økende forekomst i B-, C- og D-området. Vi har ikke så mye kunnskap om artens miljøkrav, men ser at den fortrenger andre arter og kan danne undersjøiske enger hvor få andre arter trives. Økt forekomst av stivt kjerringhår kan derfor redusere mangfoldet ved at den hindrer forekomsten av andre arter.

Mykt kjerringhår (DESVI) kan også klassifiseres som en opportunist og vokser gjerne som epifytt på andre alger. Ut fra hva vi vet i dag, kan sterk vekst indikere redusert miljøtilstand. Forøvrig er mykt kjerringhår en vanlig kaldtvannsort som omtrent alltid er til stede, mer i vest enn i øst. Som det framgår av figuren har det vært stor årlig variasjon i forekomst av denne arten. I B- og C-området har forekomsten de siste årene (siste år) vært relativt høy. Fagerving (DELSA) er en av de vanligste bladformede rødalgene på Kystovervåkingsstasjonene. Forekomsten har variert markert gjennom perioden med en tendens til økende forekomst i alle regioner. Gjennomsnittlig samlet forekomst av fagerving er omtrent lik i B-, C- og D-området i 2005 og noe lavere i A-området, som har sammenheng med mindre dybdeutbredelse (jfr kap. 6.2.5). Det er foreløpig usikkert hvordan fagerving reflekterer miljøtilstand, men den er en av de vanligste artene også på beskyttede kyststasjoner hvor nedslamming er beskrevet som et problem. Tannskåring (ODODE) er en mer sjelden art som har sin hovedutbredelse i B- og C-området. Forekomsten av tannskåring har gått tilbake i A og B-området, mens den hadde en sterk tilvekst i C-området fram til 2003. Noe av økningen fra 2001 til 2002 skyldes bytte av stasjon fra c19 til c95, men hovedsakelig gjenspeiler kurven endringer på stasjon c17. Årsaker til den store endringen i forekomst er ikke kjent.

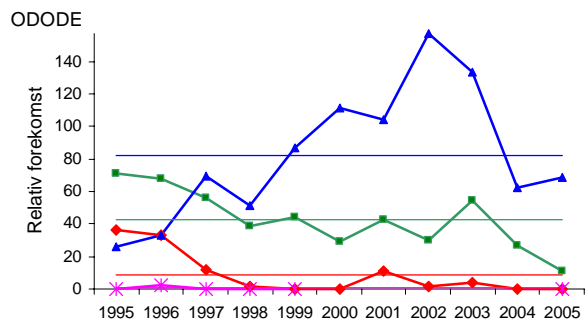
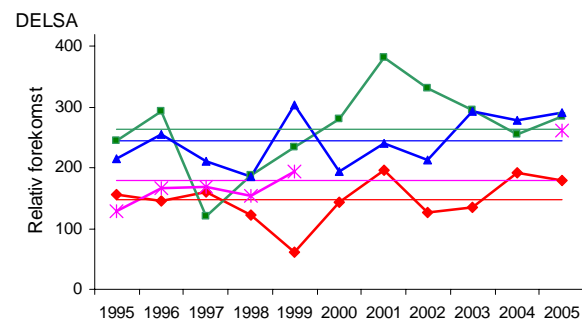
## Bladformede brunalger



## Trådformede brunalger



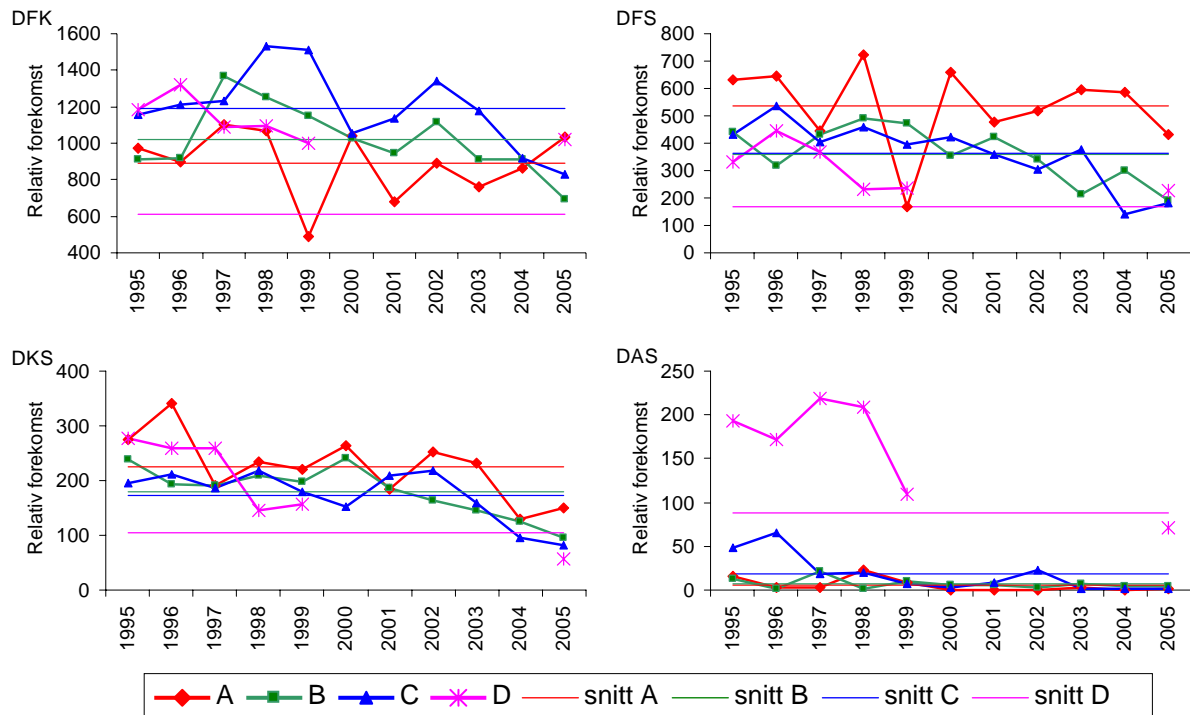
## Bladformede rødalger



Figur 6.6. Utvikling over tid i gjennomsnittlig forekomst for utvalgte makroalger. HALSI=skolmetang, LAMIZ=ung tare, DESAC=stivt kjerringhår, DESVI=mykt kjerringhår, DELSA=fagerving, ODODE=tannskåring.

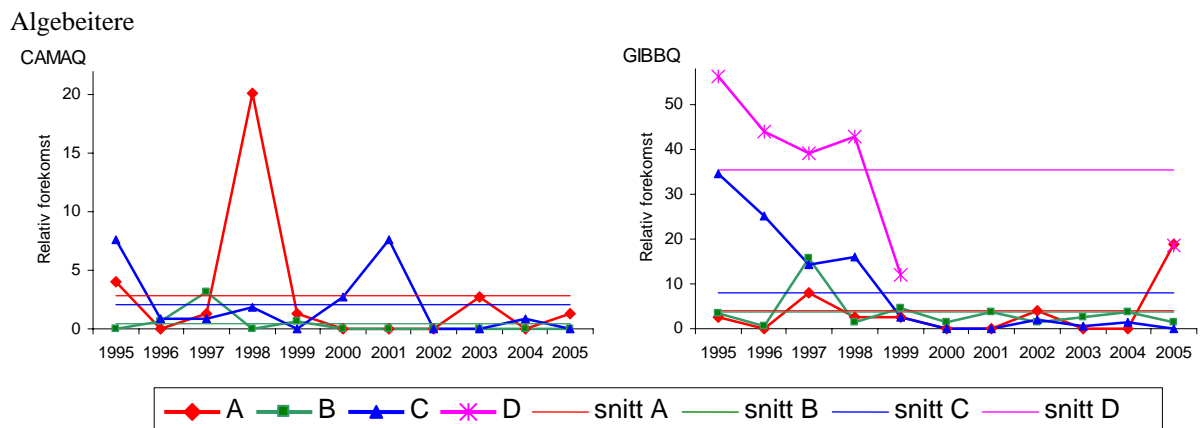
## Makrofauna

Vannfiltrerende dyr er den klart dominerende kategorien av dyr på samtlige Kystovervåkingsstasjoner. Denne ernæringsformen innebærer at dyrene ikke trenger å bruke energi til å bevege seg for å finne mat. De lever i stedet fastvokst til underlaget og nyter godt av vannbevegelsene i bølgeeksponerte eller strømrrike områder. Vannfiltrerere er spesielt viktig på marine hardbunnsområder. Studier fra tareskog i Sør-Afrika viste at 72% av den samlede biomassen av tilstedeværende dyr var filterspisere og at disse sto for 77% av den biologiske produksjonen (Newell et al. 1982). På kystovervåkingsstasjonene er det de filtrerende dyregruppene sekkdyr (Asciacea) og mosdyr (Bryozoa) som dominerer faunaen. Som vist i Figur 6.2 og Figur 6.7 har forekomsten av vannfiltrerende arter (kolonilevende = DFK og solitære = DFS) gått markert ned i perioden. Disse dyregruppene er ekstra følsomme for nedslamming siden de ikke kan flykte, og dessuten har de en ernæringsform hvor økte mengder av partikler, som ikke er mat, vil belaste spiseapparatet ekstra mye. Hvis partiklene som tilføres slike habitater også sedimenterer og blir liggende på bunnen vil organismer,



Figur 6.7. Samfunnsendringer på overordnet artsnivå (morfologiske og funksjonelle grupper) for områdene A, B, C og D. Gjennomsnitt (snitt) er beregnet for perioden 1995-2004. DFK=vannfiltrerende kolonidannende dyr, DFS=vannfiltrerende solitære dyr, DKS=Rovdyr/altetende solitære dyr, DAS=Solitære algeetende dyr (beitere).

særlig de små og fastsittende, stå i fare for å bli overdekket av sedimentet. En slik nedslamming vil over tid være fatal for mange organismer. Derfor kan kanskje økt partikkelbelastning være en årsak til den observerte nedgangen. Rovdyrene domineres mengdemessig av sjøstjerner, spesielt av vanlig korstroll (*Asterias rubens*) som er blitt registrert ved samtlige prøvetakinger, men i mindre mengder de siste årene. Gruppen av rovdyr/altetere har også gått betydelig ned i perioden (Figur 6.7 DKS). Algebeitere er en forholdsvis beskjeden kategori på kystovervåkingsstasjonene (Figur 6.7 DAS) og særlig er det lite kråkeboller sammenlignet med andre deler av norskekysten, hvor beiting spesielt fra drøbakkråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*) er et stort problem med konsekvenser for hele kystøkosystemet. I Figur 6.8 er forekomst av kråkeboller (CAMAQ) og Gibbulasnegl (GIBBQ) vist som eksempel på to beitere.



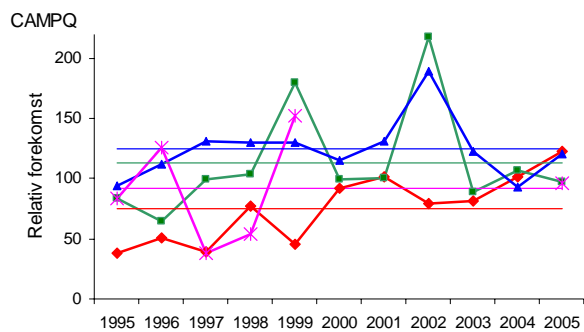
Figur 6.8 Forekomst av algebeitere i perioden 1995-2005. CAMAQ=kråkeboller (D er ikke vist), GIBBQ=Kjeglesnegl

Som det framgår av figuren er kråkeboller nærmest fraværende på kystovervåkingsstasjonene i Skagerrak. Generelt er det sjelden observert mer enn enkelte individer. Forekomst av kråkeboller på Vestlandsstasjonene er 10 til 100 ganger høyere og varierer mellom 50 og 75. D-området er derfor ikke tatt med i figuren. Forekomst av snegl var også høyest på Vestlandet, men har avtatt sterkt i perioden. Samlet sett betyr dette lavt beitettrykk på Kystovervåkingsstasjonene. Til forskjell har mengden *Gibbulasnegl* økt markert siste året i A-området.

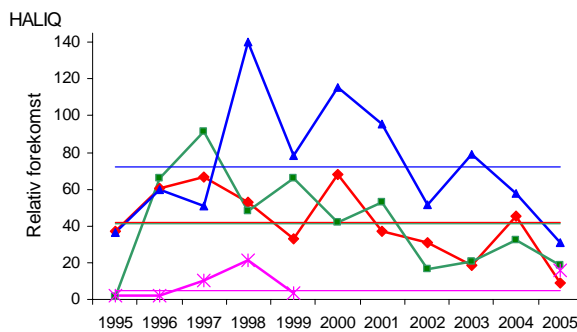
Gruppen av vannfiltrerende dyr er delt i to hovedgrupper: kolonilevende og solitære dyr. Forekomsten av utvalgte kolonilevende dyr (eller artsgrupper) er vist i Figur 6.9. Forekomsten av hydroider av *Campanularia*-slekten (CAMPQ) har vist store årsvariasjoner, men synes å ha økt med årene i A-området. Det indikerer at denne gruppen ikke har vært spesielt følsom for nedslamming eller grumsete vann. Forekomsten av brødsvamp (HALIQ) har imidlertid gått kraftig ned i alle områder (med unntak av D hvor vi foreløpig ikke kan vise en trend). Brødsvamp som kan kle fjellet med store gul-grønne flak, liker friskt vann og gjerne strømrrike sund. Brødsvamp synes å være følsom for slam som antakelig kan tette porene i svampen. Kolonilevende sjøpunger (ASCIQ) var relativt vanlige i A og B-området, men forekomsten er blitt mer enn halvert i perioden fra 1995 til 2005. I C og D-området er dette en sjelden artsgruppe. Kolonisekkedyr av slekten *Brotillus* og *Brytolloides* (BOTRQ) finnes i alle områdene, men er først og fremst vanlige i C-området. Forekomsten har gått tilbake i alle områder (med unntak av D-området) i perioden 1995-2004. I 2005 ble det observert en økning i A og C-området. Kolonisekkedyr er spesielt følsomme for nedslamming, men kan raskt komme tilbake om forholdene bedres (Hiscock, 2002). Mosdyr er en stor gruppe av vannfiltrerende dyr hvor flere ikke kan artsbestemmes i felt, men må grupperes i skorpeformede (BRYEQ) eller buskformede (BRYFQ) mosdyr. Forekomsten av skorpeformede mosdyr har endret seg lite i perioden fra 1995 til 2005 i C og D-området. I B-området har forekomsten av denne gruppen gått ned til omtrent det halve. I A-området har det vært store variasjoner fra år til år, men forekomsten har vært økende siste to år etter år med lave forekomster. Buskformede mosdyr hadde en markert tilvekst etter 2001 (jfr. nedgang i skorpeformede i 2001), men er i dag omtrent som gjennomsnittet for perioden med unntak av A-området, hvor det har vært en tilvekst. *Crisidae* (CRISQ) er et liten buskformet mosdyr som trolig er følsomt for nedslamming. Forekomsten for denne har variert sterkt i perioden og er i B og C-området markert lavere enn gjennomsnittet. *Electra*-mosdyret (ELEPI) kan vokse både som overtrekk på f.eks. makroalger og danne opprette buskformer. Forekomsten har variert gjennom perioden med synes å være omtrent som gjennomsnittet i 2005 med unntak av C-området, hvor det ble funnet redusert forekomst.

Solitære vannfiltrerende dyr er også en stor og viktig gruppe. Forekomst av utvalgte arter (eller artsgrupper) er vist i Figur 6.10. Som det framgår av plottene har det i perioden fra 1995 til 2005 vært stor variasjon fra år til år og det er vanskelig å trekke generelle slutninger. Det røde fallossekkedyret (ASCME) er svært vanlig i Skagerrak (A og B-området), men er sjelden i C og D-området. Forekomsten i 2005 var omtrent som gjennomsnittet. I C-området det ble funnet en kraftig tilvekst av denne sjøpungen. Rektangulær sjøpungen (ASCVI) er også vanlig i Skagerrak. Den viser svært stor variasjon fra år til år og vi vet ikke om det er naturlig variasjon eller respons på miljøforhold. Forekomsten av steinrur (BALBU) har dramatisk falt til null i alle områder i perioden 1995 til 2005. Steinrur lever på dypt vann og kan oppnå en anelig størrelse og trolig også alder. Hva utdøingen skyldes vet vi foreløpig ikke. I motsetning til steinruren har forekomsten av begerkorall (CARSM) økt de siste årene i A og B-området. I C og D-området har forekomsten alltid vært lav. Heller ikke for denne arten kjenner vi responsmønstre, men den sitter festet til fjell på dypere vann ned til ca 130m (Moen og Svendsen 2003). Begerkorallen

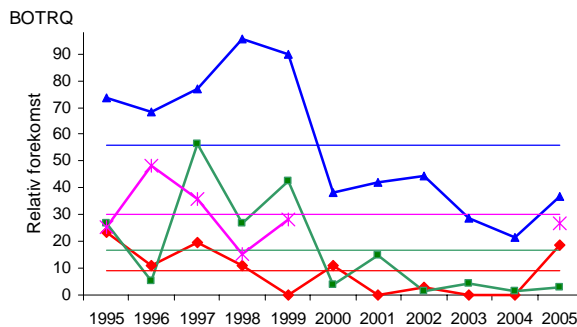
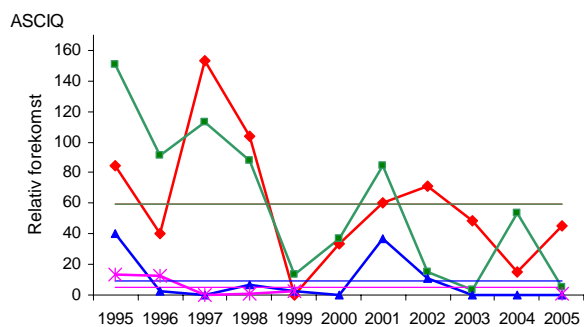
Kolonilevende vannfiltrerende dyr  
Hydroider



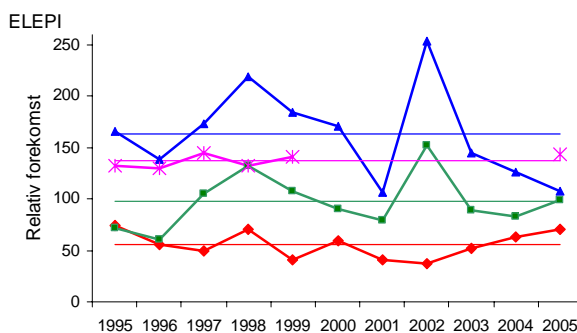
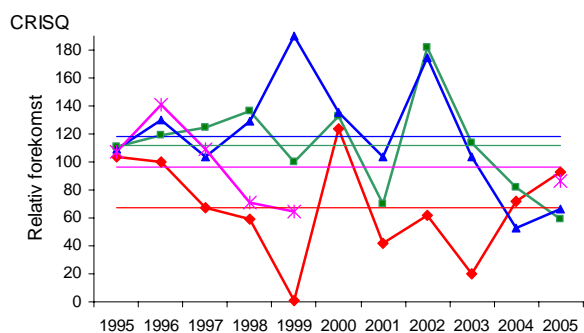
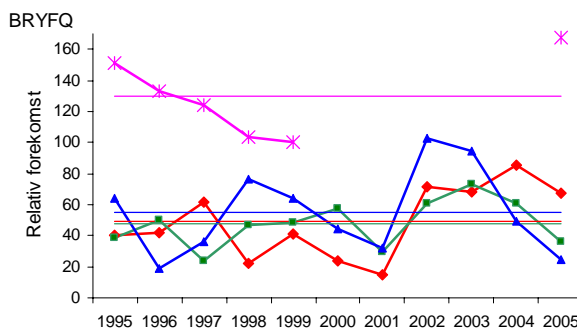
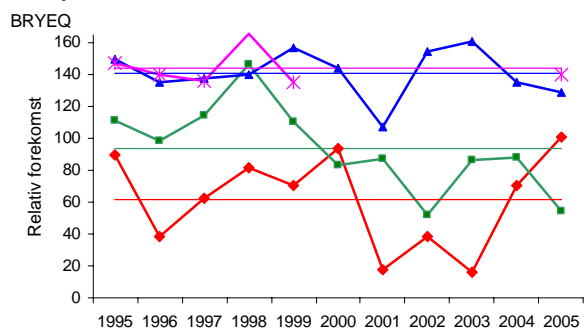
Svamp



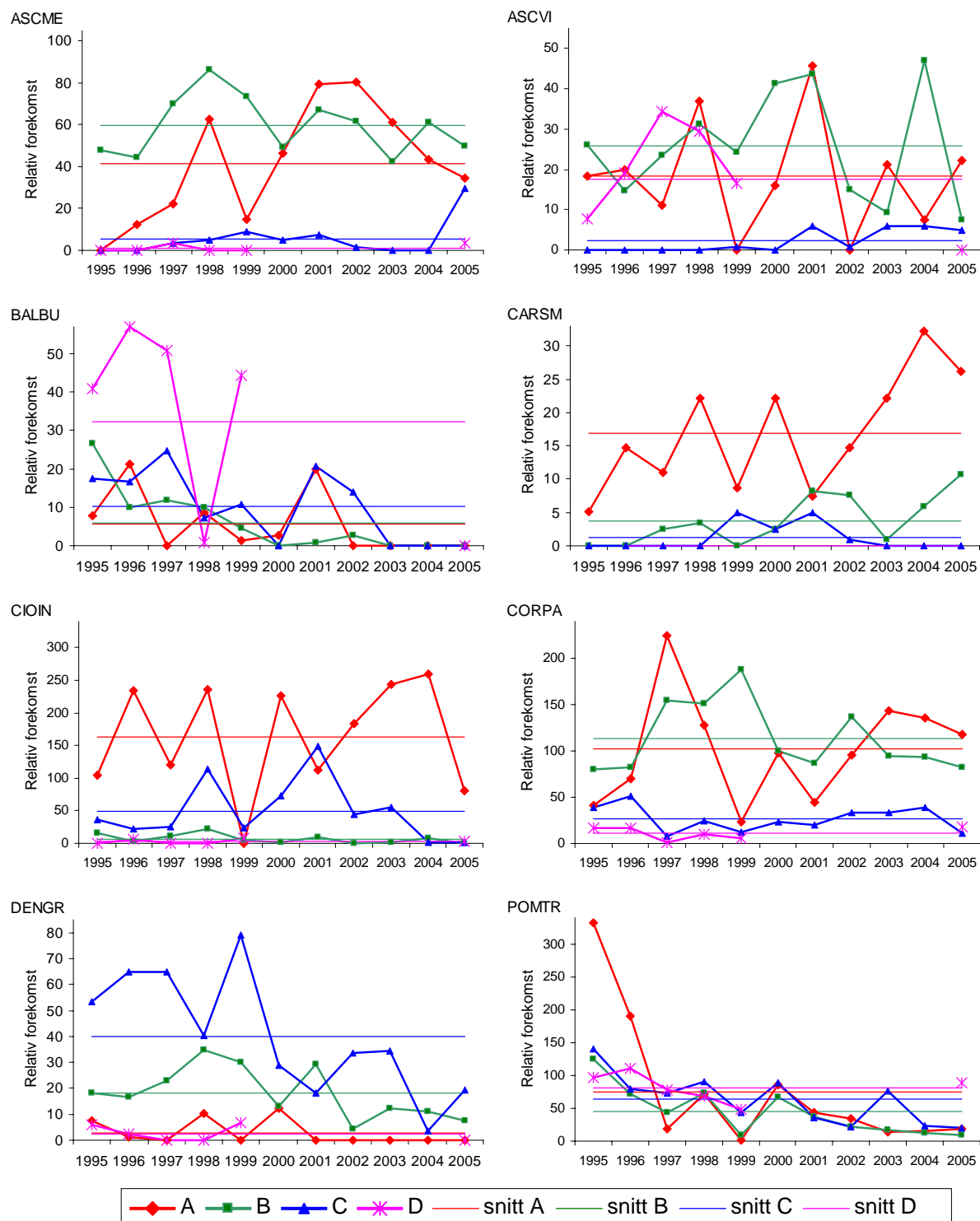
Sjøpunger



Mosdyr



Figur 6.9. Forekomst av utvalgte kolonilevende vannfiltrerende dyr eller taxagrupper. CAMPQ=hydroider, HALIQ=brødsvamp, ASCIQ=ubestemte sjøpunger, BOTRQ=Botryllus/Botrylloides, BRYEQ=skorpeformede mosdyr, BRYFQ=buskformede mosdyr, CRISQ=slekten *Crisidae*, ELEPI=*Electra pilosa*



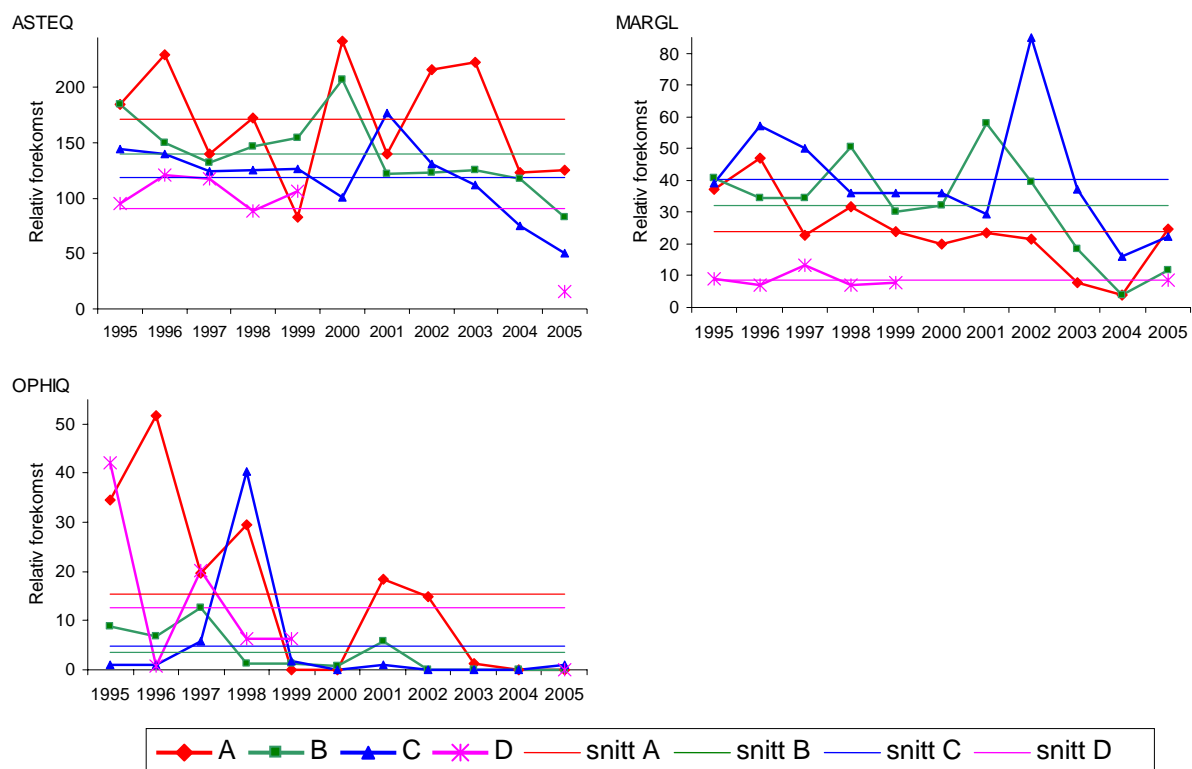
Figur 6.10. Forekomst av utvalgte solitære vannfiltrerende dyr eller taxagrupper. ASCME=fallosekkedyr, ASCVI=rektangulærsekkedyr, BALBU=steinrur, CARSM=begerkorall, CIOIN=tarmsjøpung, CORPA=parallellogramsjøpung, DENGR=stikkelsbærsjøpung, POMTR=trekantmark

tåler sannsynlig partikkelbelastning godt. Økt nedslamming av sjøbunnen kan ha endret miljøforholdene i favør av begerkorallen. Tarmsjøpung (CIOIN) er ofte ettårig og kan derfor naturlig ha store år til år variasjoner, som figuren viser for A-området, hvor den tidvis kan være dominerende. Parallellogram-sekkedyret (CORPA) er som regel også ettårig. Den er vanlig i A- og B-området og forekomsten de siste årene har vært omtrent som gjennomsnittet etter noen år



med store variasjoner. Forekomsten av stikkelsbærsjøpung (DENGR) er størst i B og C-området og i begge områder er det funnet en nedadgående trend. Kalkrørsormen trekantmark (POMTR) er et meget vanlig dyr langs hele norskekysten. I Skagerrak har trekantmarken gått kraftig tilbake og er nesten fraværende i A-, B- og C-området. Kun i D-området var forekomsten av trekantmark i 2005 som gjennomsnittet. Trekantmark tåler nedslamming dårlig (Riley & Ballerstedt 2005).

Gruppen rovdyr/altetere (Figur 6.11) er relativt artsfattig sammenliknet med gruppen av vannfiltrerende dyr. Det vanligste rovdiret på Kystovervåkingsstasjonene er sjøstjerna eller korstrollet (ASTEQ, det er her ikke skilt mellom vanlig og lite korstroll). Forekomsten av sjøstjerner har variert sterkt i A-området, ofte i takt med nedslag av blåskjell i fjæra og øvre sjøsonen. I alle områder var forekomsten av sjøstjerner i 2005 langt under gjennomsnittet. Piggstjerne eller skjærgårdskorstroll (MARGL) har også gått kraftig ned de siste årene og var omtrent fraværende i 2004. I 2005 ble det imidlertid registrert en økning i forekomsten i A, B og C-området. I likhet med vanlig korstroll er den et grådige rovdyr som spiser alt den kommer over av både dødt og levende. Gruppen slangestjerner (OPHIQ) er nokså heterogen med variert føderepertoar fra plankton, detritus, åtsler til smådyr. Slangestjerner kan være vanskelige å få øye på og forekomsten har generelt vært liten på Kystovervåkingsstasjonene, men de siste årene har de forsvunnet helt.



Figur 6.11. Forekomst av utvalgte rov/-altetende dyr eller taxagrupper. ASTEQ=korstroll (vanlig og lite), MARGL=skjærgårdskorstroll, OPHIQ=slangesjøstjerner

### 6.2.3 Har sedimentasjon på hardbunn økt?

Det har vist seg vanskelig å kvantifisere eller uttrykke graden av nedslamming og sediment på hardbunn. Mange dyr og alger er følsomme overfor nedslamming, men det eksisterer ikke tall for hva som er høy eller lav grad av sedimentering, eller hva som er forstyrrende eller tolererbar grad av sedimentering (Airolidi 2003). Generelt er det benyttet 3 metoder til å måle sedimentering:

- 1) sedimentfeller (Moore 1972, Gulliksen 1982, Jørgensen & Gulliksen 2001).
- 2) suspendert materiale eller turbiditet (Saiz-Salinas & Urkiaga-Alberdi 1999)
- 3) dekningsgrad og tykkelse (Kennelly 1983)

Sedimentfeller benyttes nå i sukkertareprosjektet på utvalgte stasjoner langs Skagerrakkysten for å måle mengde av partikler (inkl. plankton) i vannmassene pr areal og tid (flux). Turbiditet eller suspendert materiale gir også et mål på hvor mye partikler det er i vannmassen.

Turbiditet måles i Kystovervåkingsprogrammet med en Secchi-skive, turbiditetssensor og ved å filtrere vannprøver (parameter TSM). Siden målingene startet i 1990 har konsentrasjonen av partikler i kyststrømmen vært økende med et maksimum i 2003. Men partikler i vannmassene er ikke det samme som nedslamming av bunnen. Dekningsgrad og sedimenttykkelse på hardbunn er et mer direkte mål, men lar seg vanskelig måle i felt pga. høy heterogeniteten på hardbunn. Generell dekningsgrad brukes likevel i mange undersøkelser inkludert i Kystovervåkingsprogrammet, hvor grad av sedimentasjon på hardbunn angis ut fra en visuell bedømming (lite, moderat, mye). Metoden gir en indikasjon på hvor og når det ble observert mye slam, men er for upresis til å lage statistiske analyser på variasjon i tid og rom.

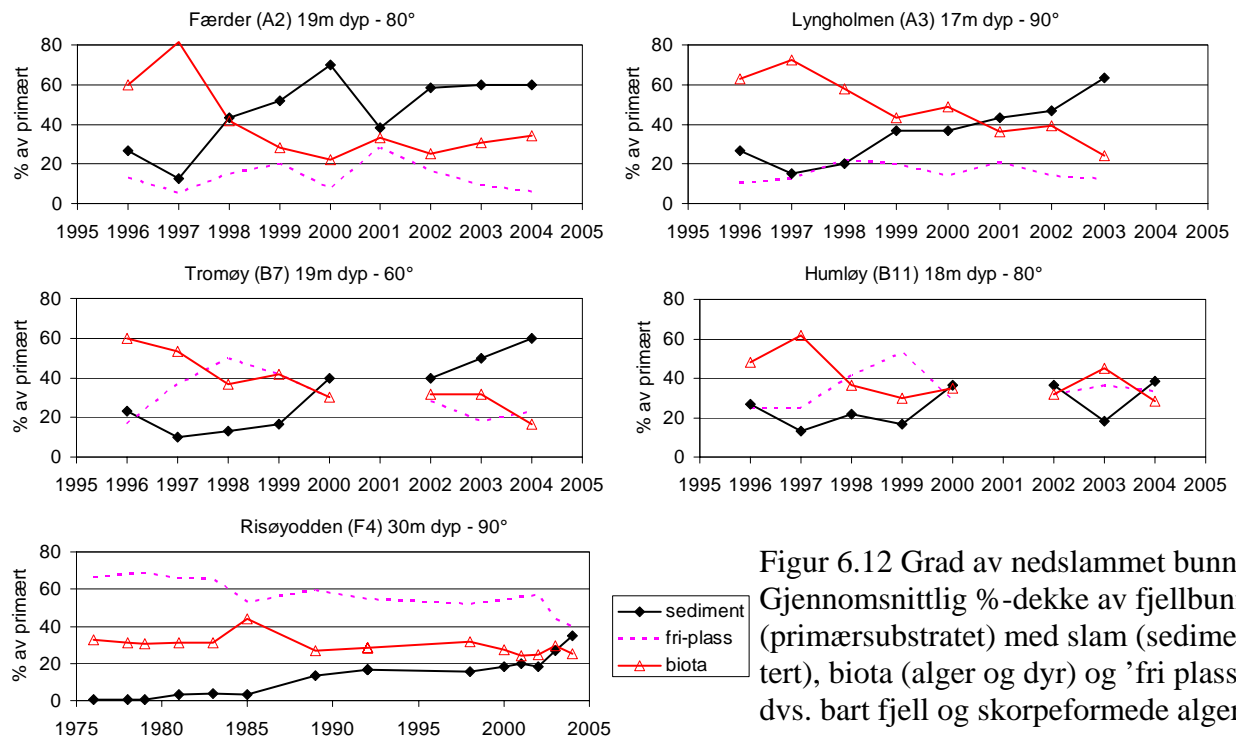
Kystovervåkingsprogrammets stereofotostasjoner er opprettet med sikte på å følge utviklingen i hardbunnssamfunn på litt dypere vann (15-20m dyp) hvor dyrene dominerer. En opparbeiding av et utvalg av bilder med fokus på grad av slam på bunnen (i forbindelse med sukkertareprosjektet), viser en klart, økt nedslamming de siste 5 år (Figur 6.12).

På Kystovervåkings stasjonene i Skagerrak er opp mot 60 % av fjellbunnen nå dekket av slam mot ca 20 % i 1996-1998. På stasjon b11 var graden av nedslamming noe lavere (ca 40 %). Samtidig med at nedslammingen av bunnen har økt, har mengden av dyr (biota) gått tilbake. (Jfr. figur hvor 'Bart fjell' er relativt konstant over perioden, ca 20 %.)

Redusert forekomst av biota på stereofotostasjonene stemmer godt overens med den nedgang som ble vist i Figur 6.2. Disse resultatene viser at nedslamming av sjøbunnen er en sannsynlig årsak til den sterkt reduserte forekomsten av dyr på hardbunnslokalitetene.

Ved å analysere bilder fra langtidsovervåkingen av Frierfjordene (Statlig program for forurensningsovervåking) har det vært mulig å se på grad av nedslamming bakover i tid. En analyse viser at det i perioden fra 1976 til 1985 var meget lite sediment på fjellbunnen (0 – 4 % dekke på stasjon F4 i Langesundsfjorden, Figur 6.12). I periodene 1985 til rundt 1990 økte nedslammingen fra ca 5 % til opp mot 20 %, men i årene fra ca 2002 til 2004 er sedimentdekke doblet til ca. 40 % dekning. Denne stasjonen ligger på 30 m dyp og har naturlig lav dekningsgrad av dyr og høy grad av bart fjell eller fjell kledd med rødalgen rugl (skorpeformet rød kalkalge). Med økt sedimentasjon er det først og fremst graden av fri plass og synlig rugl som har gått tilbake, mens total forekomst av dyr bare har vist en mindre nedgang.

Økningen i TOC på den kystnære bløtbunnsstasjonen B05 tyder også på en generell økning i organiske partikler på kyststrekningen.



Figur 6.12 Grad av nedslammet bunn. Gjennomsnittlig %-dekke av fjellbunn (primærsubstratet) med slam (sedimentert), biota (alger og dyr) og 'fri plass' dvs. bart fjell og skorpeformede alger.

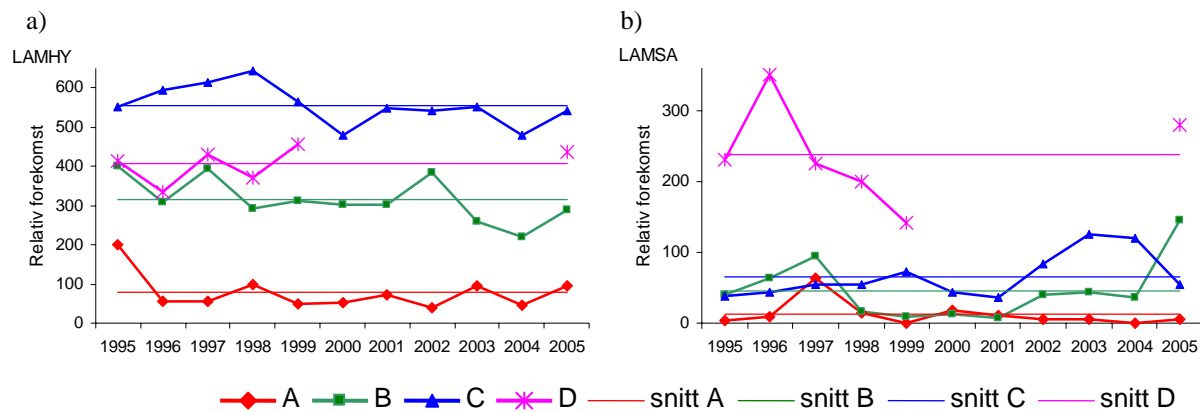
## 6.2.4 Tareskog

Endring i samlet forekomst av stortare og sukkertare over tid på Kystovervåkingsstasjonene er vist i Figur 6.13. Tareskogen i ytre Oslofjord (område A) er marginal, men har vært stabil over hele perioden med små år til år variasjoner. På overvåkingsstasjonene a02 (Færder) og a03 (Lyngholmen), som er basis for beregningene, har stortare dominert over sukkertare. Summert forekomst av stortare lå i 2005 litt over gjennomsnittlig. Forekomsten av sukkertare har vært lav i hele perioden unntatt i 1997.

Den markerte nedgangen i forekomsten av stortare på Sørlandet (område B) i 2003-2004 kan være snudd i 2005, og forekomsten ligger igjen opp mot gjennomsnittet. For sukkertare ble det også funnet en sterk tilvekst i 2005 etter mange år med svært lav forekomst. Noe av tilveksten kan skyldes at vinterstormene (januar 2005) som flekkvis rev løs gammel tare og skapte rom for ny tilvekst av både sukkertare og stortare (målingene skiller ikke på alder). Observasjonene indikerer at miljøforholdene for den kystøkologisk viktige tareskogen har vært god i 2005. Det gir også håp for bedre miljøforhold i indre skjærgård hvor bortfall av sukkertare de siste årene har vært indikasjon på forringet miljøkvalitet i kystsonen. Årsaken til bortfall av sukkertare er ikke kjent og Kystovervåkingsprogrammet bidrar med data til målrettede studier som videreføres i 2006.

Stortareskogen i C-området har endret seg lite over perioden og er i 2005 på normalt nivå. Det ble observert en sterk tilvekst av sukkertare i 2003, men den synes i 2005 igjen å være tilbake på 'normalt' nivå. Det har sannsynlig sammenheng med tilvekst av stortare i 2005, som er en dominerende art over sukkertare.

Tarevegetasjonen i D-området er god både mht stortare og sukkertare. Da det mangler observasjoner fra perioden 2000-2004 kan vi foreløpig ikke si noe om utviklingen over tid.



Figur 6.13. Forekomst av stortare (LAMHY) og sukkertare (LAMSA) i perioden 1995-2005. Sommert årlig forekomst i regionene A, B, C og D (tykk linje) sammenliknet med gjennomsnittlig forekomst i tidsperioden. (Stasjonene a92, 93 og c95 er utelatt).

### 6.2.5 Nedre voksegrense for alger

Hvor langt lyset trenger ned i vannmassene er et godt mål på vannkvalitet. Siktedyp gir et øyeblikksbilde, mens nedre voksegrense for alger gir et akkumulert alternativt mål. Jo dypere lyset trenger ned, jo dypere kan algene vokse. Men det skal gjøres oppmerksom på at andre faktorer også kan begrense nedre voksegrense.



Fagerving (*Delesseria sanguinea*) er en flerårig, bladformet alge vel egnet som indikatoralge for nedre voksegrense. Den vokser på alle stasjonene og har et typisk utseende som gjør den 'lett' å identifisere i felt. Algens verdi som økologisk indikator er imidlertid mer usikker da fagerving (som en bladformet rødalge) i flere kvalitets-evalueringssystem er kategorisert som en indikator på god økologisk tilstand, samtidig som økt forekomst av fagerving på bølge-

eksponerte lokaliteter i Skagerrak, er blitt knyttet til økt eutrofiering (Johansson m. fl. 1998). Det er også kjent at fagerving misliker eller taper i konkurransen med andre arter i områder hvor eutrofieringen fører til økt nedslamming og redusert lystilgang og av den grunn er ført opp som sensitiv overfor eutrofiering (som fører til nedslamming).

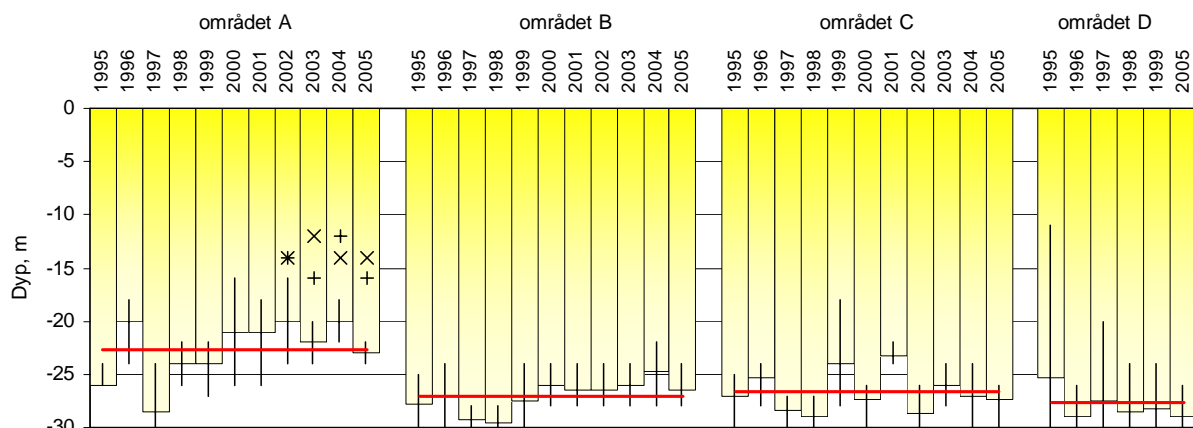
Gjennomsnittlig nedre voksegrense for fagerving (*Delesseria sanguinea*) i hvert av områdene A, B, C og D er vist i Figur 6.14.a (søyler). Minste og største voksedyp registrert på stasjonene hvert år er markert med opp-ned linje og viser variasjonen i voksedyp som har vært registrert i perioden. Enkeltindivider av fagerving kan forekomme under denne beregnede voksegrensen, da det i beregningene er satt krav til minimum 'spredt' forekomst av arten. Gjennomsnittlig voksedyp for perioden i hver region er vist med en horisontal linje.

Etter noen år med redusert voksedyp i A, B og C området, økte voksedypet for fagerving i 2005 sammenliknet med 2004. Det indikerer bedre forhold, sannsynlig lysforhold, for fagerving. Spesielt var økningen tydelig i Skagerrak. I A-området varierer nedre voksegrense relativt mye fra år til år. Det henger sammen med skiftende vannkvaliteter influert av lang-

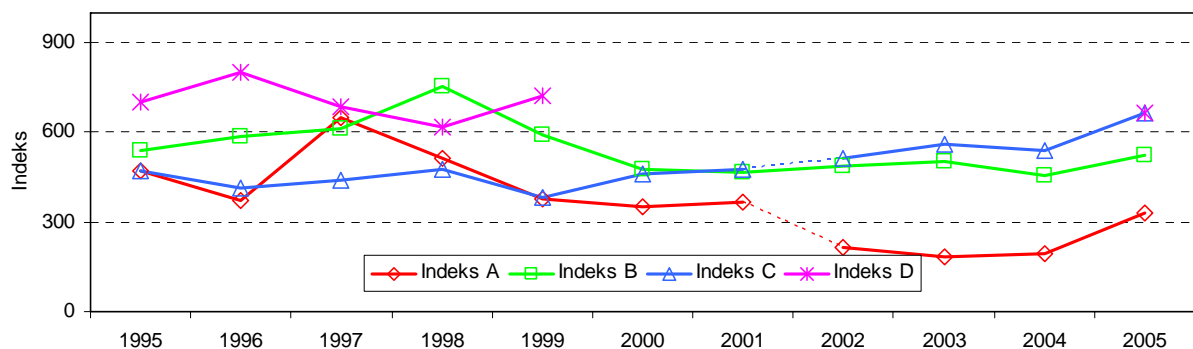
transporterte tilførsler og tilførsler fra Glomma. Største voksedyp i A-området ble målt til 30m i 1997. Gjennomsnittlig voksedyp i A-området er beregnet til 23 m dyp. Nedre voksedyp for de beskyttede skjærgårdsstasjonene a92 og a93, som ble tatt inn i programmet i 2002, er plottet med egne symboler (i samme dyp i 2002) og er klart grunnere enn de to andre stasjonene, a02 Færder og a03 Lyngholmen. I B og C-området har nedre voksegrense for fagerving vært nokså stabilt rundt 26-28m dyp med enkelte dårlige år. I 2005 var nedre voksedyp hhv. 26,5 m og 27,5 m. Stasjonene i D-området har ikke vært undersøkt i perioden 2000-2004, men 2005 resultatet tyder på samme kvalitet på stasjonene som i perioden forut.

Det framkommer tydelig hendelser i 1996, 1997, 1998 og 2004 (eller året forut) som har hatt virkning på veksten av fagerving, spesielt i østre del av Skagerrak. I 1996, 1997, 1998 og 2004 ble det målt lave næringssaltverdier (nitrat og fosfat) både i vinter og sommervann, spesielt i vannprøver fra Jomfruland og Arendal (A og B området). I 1998 ble det også målt

a)



b)



Figur 6.14 Nedre voksegrense for rødalgen fagerving (med minimum 'spredt' forekomst).

a) gjennomsnittlig nedre voksedyp (søylar) for stasjoner i hvert område og grunneste og dypeste måling (vertikal linje). Gjennomsnitt for perioden 1995-2004 for hvert av områdene er vist med en rød, horisontal linje. Utfasede og nye stasjoner (fra 2002) i A-området er ikke tatt med i beregningene, men er vist med egne symbol a92= + og a93= x. c15 er utelatt da stasjonen er grunnere enn 25 m.

b) Voksedypsindeks for områdene A, B, C og D beregnet som sum av mengde\*dyp.

Høy verdi og økning er bedre dvs. større forekomst av fagerving på dypere vann. Lav verdi og nedgang betyr redusert voksedyp og færre fagerving. Utfasede og nye stasjoner (fra 2002) er tatt med i beregningene (skifte markert med stiplet linje). c15 er utelatt.

lave nitrat og fosfatverdier ved Lista (C-området). Endringer i næringssaltverdier samvarierer med nedre voksegrenseindeksen og sannsynligvis er det en sammenheng mellom de to parametrene. Forekomsten av fagerving i A-området (ytre Oslofjord) synes spesielt god i toppåret 1997. Dette året var det normal vannføring i Glomma, men den var rekordlav året før (i 1996) med lave nitratverdier, lite partikler og planteplankton i sjøen, spesielt i sommerperioden. Det virker derfor sannsynlig at den sterke veksten av fagerving i 1997, var en respons på bedre vannkvalitet.

Siden nedre voksegrense gir liten informasjon om mengden av alger rundt nedre voksedyp, er det i tillegg beregnet en enkel indeks som inkluderer informasjon om dette. Indeksen er basert på sum av forekomst (skala: 1-4) \* dyp (i meter), dvs. at stor forekomst på dyp vann gir høy indeksverdi. Figur 6.14b viser oppgang (økende indeksverdien) i 2005 for A-, B- og C-området. Sammen med resultatet i Figur 6.14a indikerer det bedre vekstvilkår for fagerving i 2005, sammenliknet med de seneste årene. I D-området er indeksverdien for 2005 på nivå med perioden 1995-1999 som indikerer at vekstforholdene på Vestlandet er tilsvarende.

## 7. Bløtbunnssamfunn i Skagerrak

Tilstanden i bløtbunnssamfunnene i Skagerrak i 1990-2005 og på Vestlandet i 2005 var stort sett meget god eller god (etter SFTs miljøkvalitetskriterier) med høyt artsmangfold, bortsett fra på stasjon A36 i ytre Oslofjord og B35 utenfor Arendal, der artsmangfoldet i noen av årene viste mindre god tilstand. I perioden var det en signifikant stigning i artsmangfoldet på stasjonene i Skagerrak, bortsett fra på den dype stasjonen i havet utenfor Lista (C38). Der har artsmangfoldet gått noe ned, men tilstanden er fremdeles meget god. På stasjonene på Vestlandet var artsmangfoldet høyt, særlig på stasjonen i åpent hav vest for Sotra (D20). Forekomst av indikatorarter som viser gode miljøforhold hadde høyest indeks (viste best tilstand) på stasjon C38 ved Lista og D20 utenfor Sotra. Lavest indikatorartsindeks viste skjærgårdsstasjonen B05 utenfor Grimstad. Individtetthetene på de undersøkte stasjonene var ikke unormalt høye eller lave. De var høyere på de dype enn på de grunne stasjonene i Skagerrak. På B35 hadde individtettheten gått ned, særlig hos en av de dominerende opportunistiske artene, noe som kan tyde på redusert næringstilførsel der. I Skagerrakområdet som helhet og gjennom perioden 1990-2005 sett under ett, var det en svak tendens til forbedret faunatilstand. Resultatene viser imidlertid også at det skjedde betydelige fluktuasjoner innenfor kortere tidsrom.

Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet var lavt til moderat (meget god til god tilstand) gjennom hele perioden på alle stasjonene, bortsett fra på B05 (mindre god tilstand). TOC på B05 økte i perioden fra 1990 til 2003 og enkelte prøver viste dårlig tilstand. Men økningen i TOC har ikke ført til noen forverring i faunatilstanden. Etter 2003 var det en nedgang i TOC på B05.

Ny fotometodikk (SPI) ble utprøvet i nærområdet til B05. Analysen viste varierende sedimentfasthet, men god faunatilstand med oksygenert sediment og dyptgravende organismer.

---

### 7.1 Bunnfauna

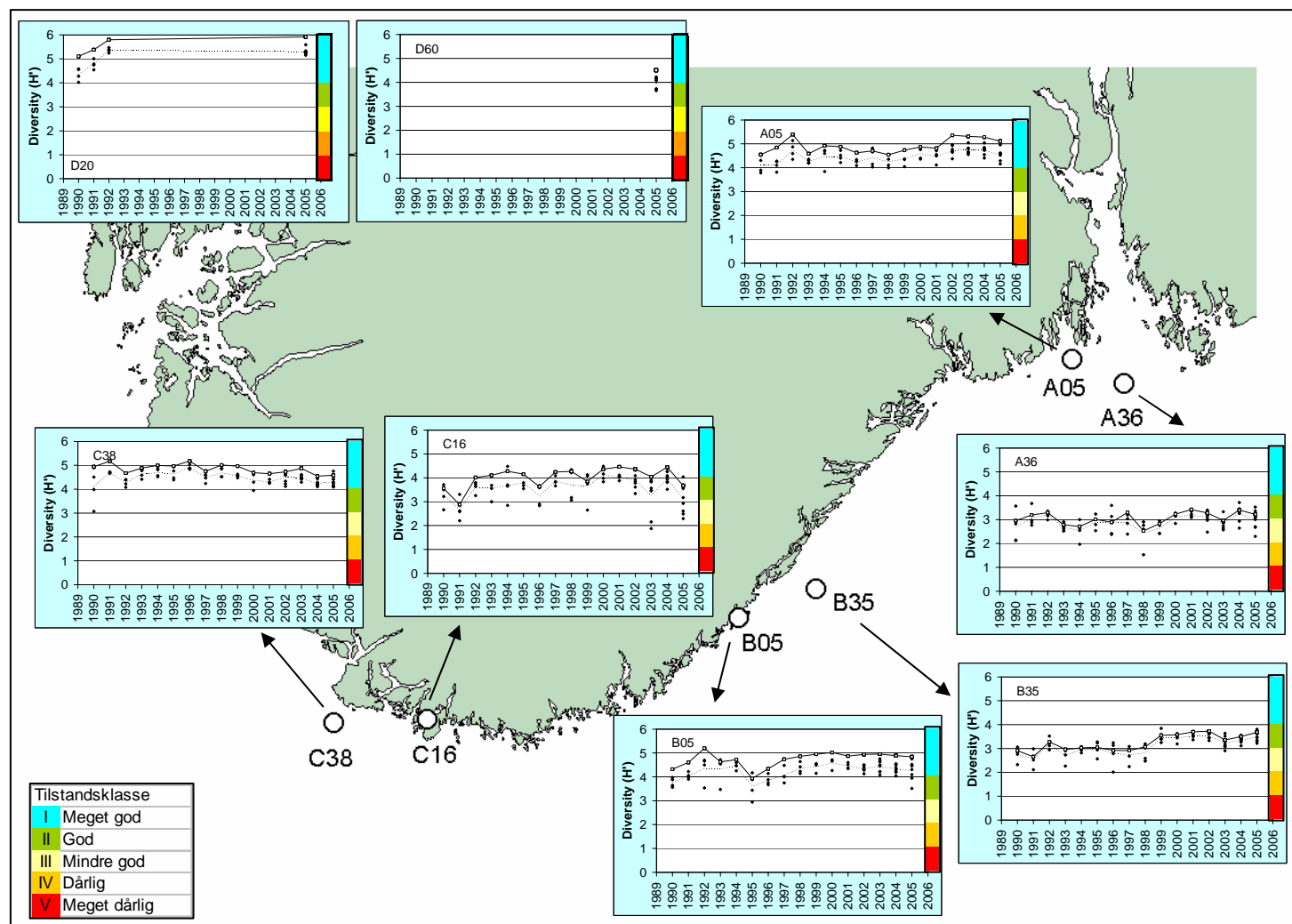
Det er lagt vekt på å beskrive de karaktertrekk ved faunaen som antas å kunne bli påvirket av endringer i næringssalter og biologisk produksjon som tilføres bløtbunnen i form av organiske partikler. De karaktertrekkene som er valgt er: artsmangfold, artssammensetning (indikatorarter), artstall, individtetthet, og forekomst av enkelte dominerende arter. Tidsplott for perioden 1990-2005 av parametre i faunasamfunnet og individtettheter av enkeltarter er vist i Figur 7.1-Figur 7.8. Signifikante trender er vist i Tabell 7.1.

#### Artsmangfold

I de fleste årene lå artsmangfoldet på alle stasjonene, med unntak for A36 i ytre Oslofjord og B35 utenfor Arendal, i tilstandsklasse I eller II (meget god eller god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier (Figur 7.1; Figur 7.4). På stasjon A36 og B35 lå artsmangfoldet i noen av årene i klasse III (mindre god tilstand), hovedsakelig på grunn av den høye individtettheten hos noen dominerende arter. På stasjon A05 har artsmangfoldet vært spesielt høyt i de siste fire årene, noe som indikerer forbedret tilstand. Artsmangfoldet på stasjonene i B-området (B05 og B35) har vært noe høyere i de siste årene enn i første del av overvåkingsperioden. Av de dype stasjonene viste D20 utenfor Sotra på Vestlandet og C38 i havet utenfor Lista høyest artsmangfold, men på C38 har det vært en svak, men signifikant nedgang i perioden.

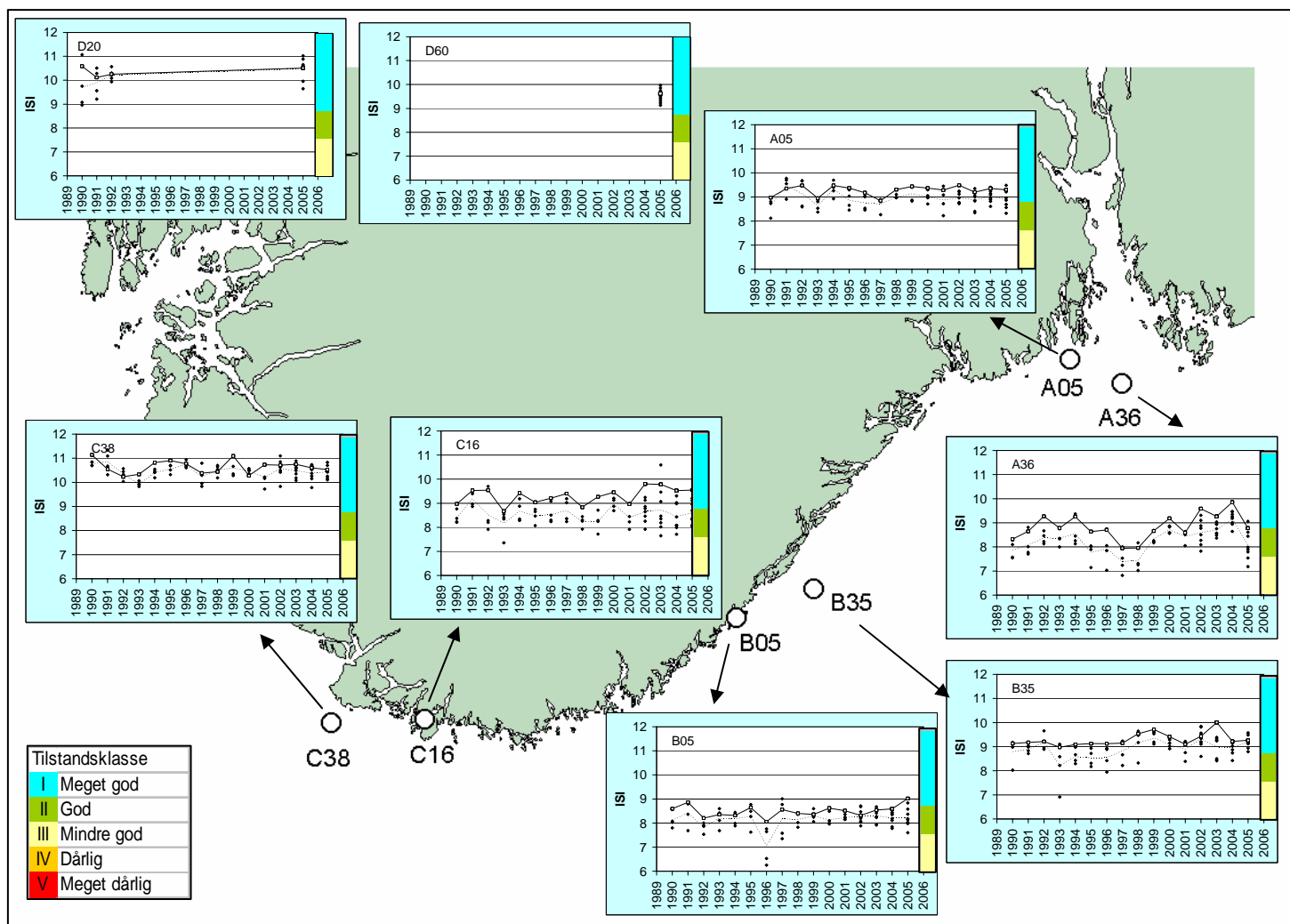
#### Indikatorarter

Forekomst av indikatorarter (arter som indikerer god miljøtilstand) viste lite endring i perioden på de fleste av stasjonene (Figur 7.2). Høyest indikatorartsindeks (best tilstand) viste stasjon D20 og C38. Lavest indikatorartsindeks viste stasjon B05.



Figur 7.1 Artsmangfold (H') for bløtbunnsfauna pr. grabb og stasjon i 1990-2005. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). (Klassifisering etter SFT 1997.)

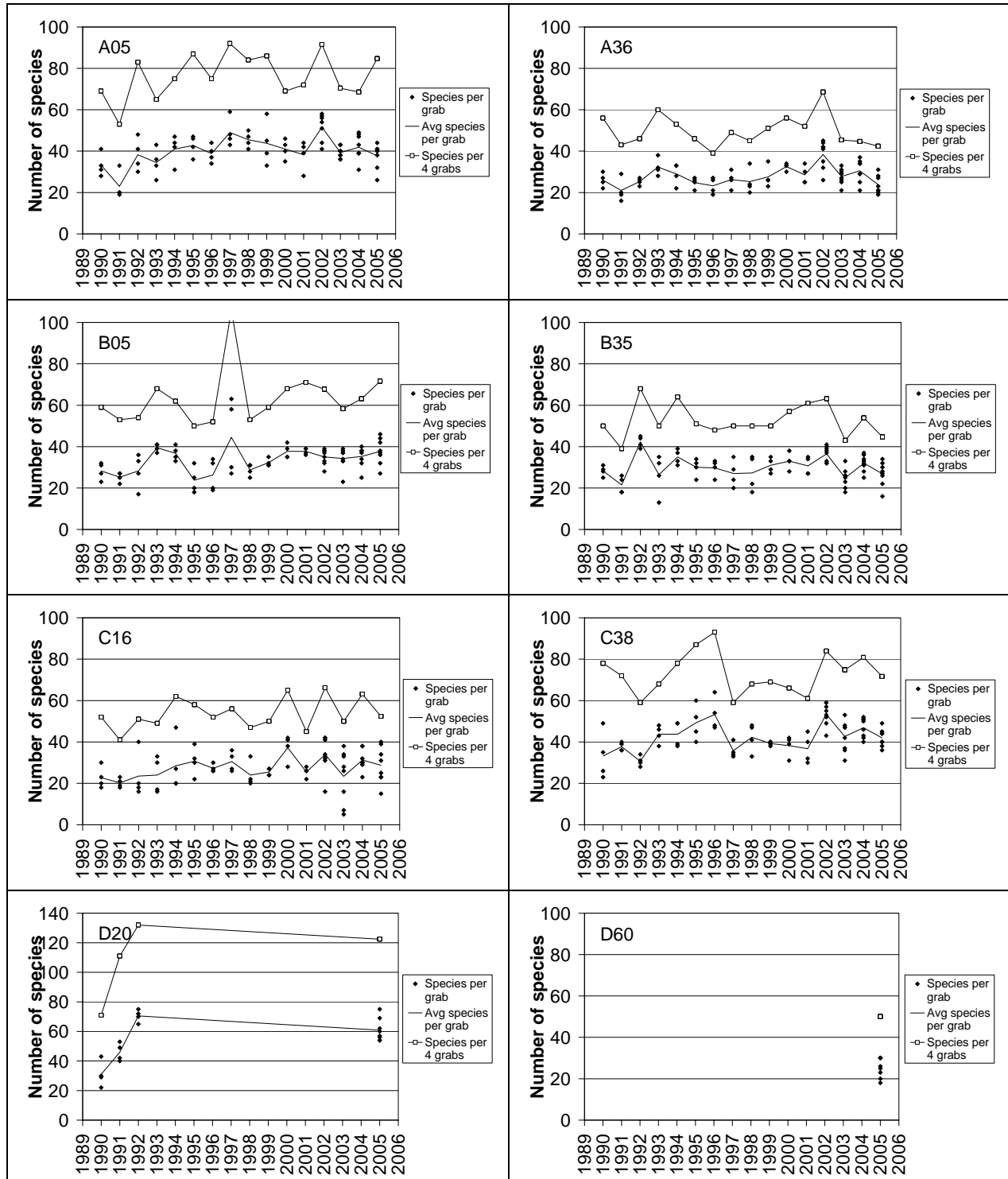




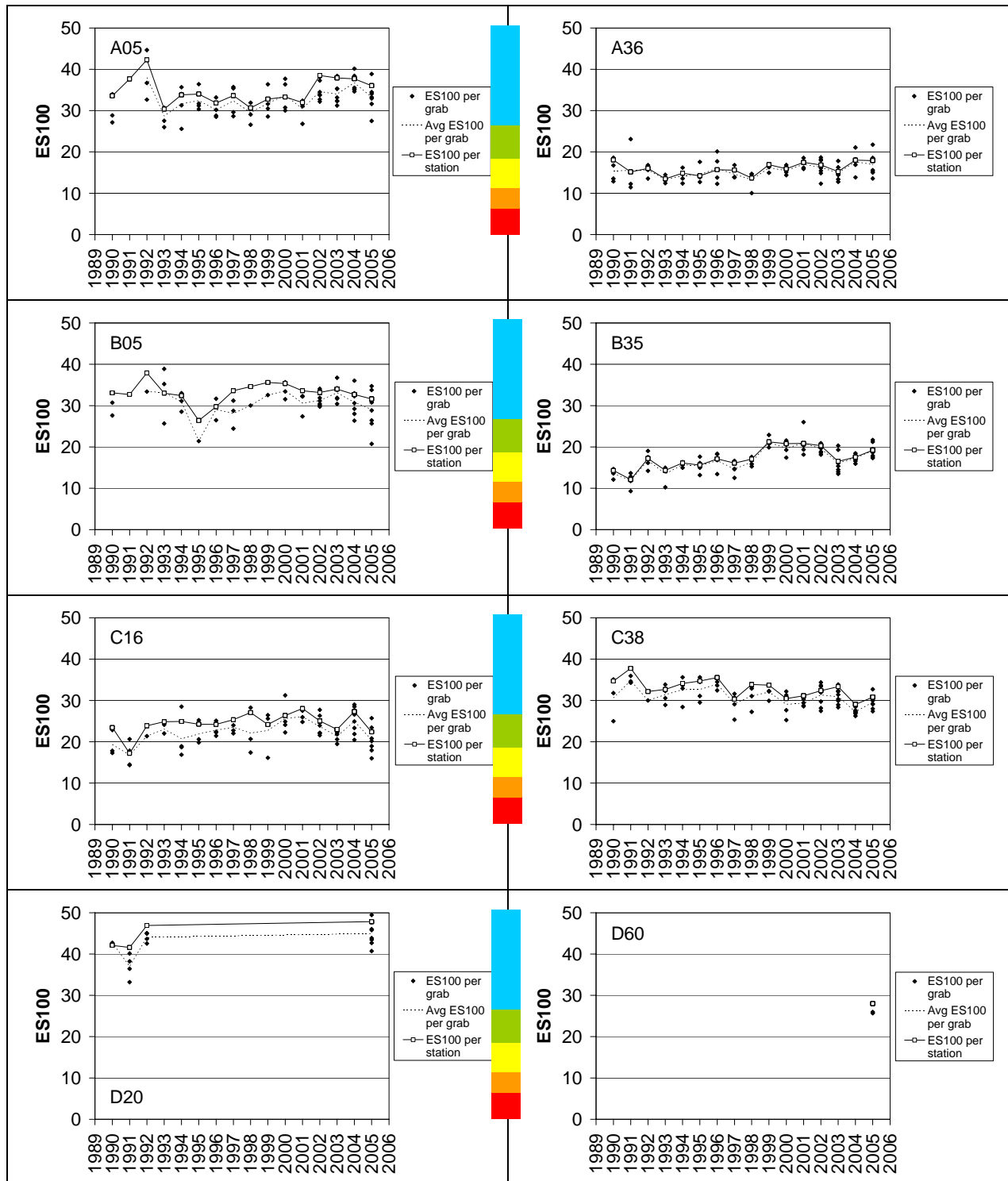
Figur 7.2. Indikatorartsindeks (ISI) for bløtbunnsfauna pr. grabb og stasjon i 1990-2005. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkede linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). (Klassifisering: Rygg 2002.)

## Artstall

Artstall på stasjonene i perioden 1990-2005 er uttrykt ved artstetthet (artstall pr. 0.1 og 0.4 m<sup>2</sup> Figur 7.3) og artstall pr. individmengde (ES<sub>100</sub>, Figur 7.4). Antall arter var innenfor det normale for fjorder og kystvann i Sør-Norge, men var lavere på A36 og B35 og til dels på C16 enn på de andre stasjonene. Også den dype stasjonen i Bjørnafjorden (D60) hadde et nokså lavt antall arter. Antall arter var spesielt høyt på stasjon D20. Det høye artstallet på



Figur 7.3. Artstetthet (artstall pr. 0.1 og 0.4 m<sup>2</sup>) i 1990-2005. (Merk utvidet skala for stasjon D20.)



Figur 7.4. Artstall pr. 100 individer (ES<sub>100</sub>) i 1990-2005. Fargene angir tilstandsklasser (se Figur 7.1).

stasjon B05 i 1997 kommer av at to av prøvene var veldig individrike og dermed må forventes å inneholde flere arter (Figur 7.5).

Artstetthet på over ca. 40 arter pr. 0.4 m<sup>2</sup> kan betraktes som høy (god tilstand), over ca. 60 som meget høy (meget god tilstand). På alle stasjonene i Skagerrak, bortsett fra B35, var det en økning i artstetthet i undersøkelsesperioden (Tabell 7.1).

Det var lavest artstall pr. individmengde (ES<sub>100</sub>) på de dype stasjonene A36 og B35 (Figur 7.4). Verdier av ES<sub>100</sub> over 18 kan betraktes som høye (god eller meget god tilstand).

### Individtetthet

Individtetthetene var innenfor det normale for fjorder og kystvann i Sør-Norge, men var høyere på de dype enn på de grunne stasjonene i Skagerrak (Figur 7.5). Generelt i fjorder og kystvann finner vi ellers ingen slik trend. Dette kan indikere større sedimentering av næringspartikler et stykke ut fra Skagerrakkysten enn nærmere kysten. Endringene i individtettheter på de enkelte stasjonene viste betydelig og tildels usystematisk variasjon fra år til år, og ingen konsistent trend gjennom hele perioden. Også mellom parallelle prøver tatt på samme tidspunkt var det ofte stor variasjon som betyr at antallet parallelle prøver er nødvendig.

Individmengden på B35 har gått tydelig ned, særlig hos en av de dominerende opportunistiske artene (*Heteromastus*), noe som kan tyde på redusert næringstilførsel. På C38 var det en økning.

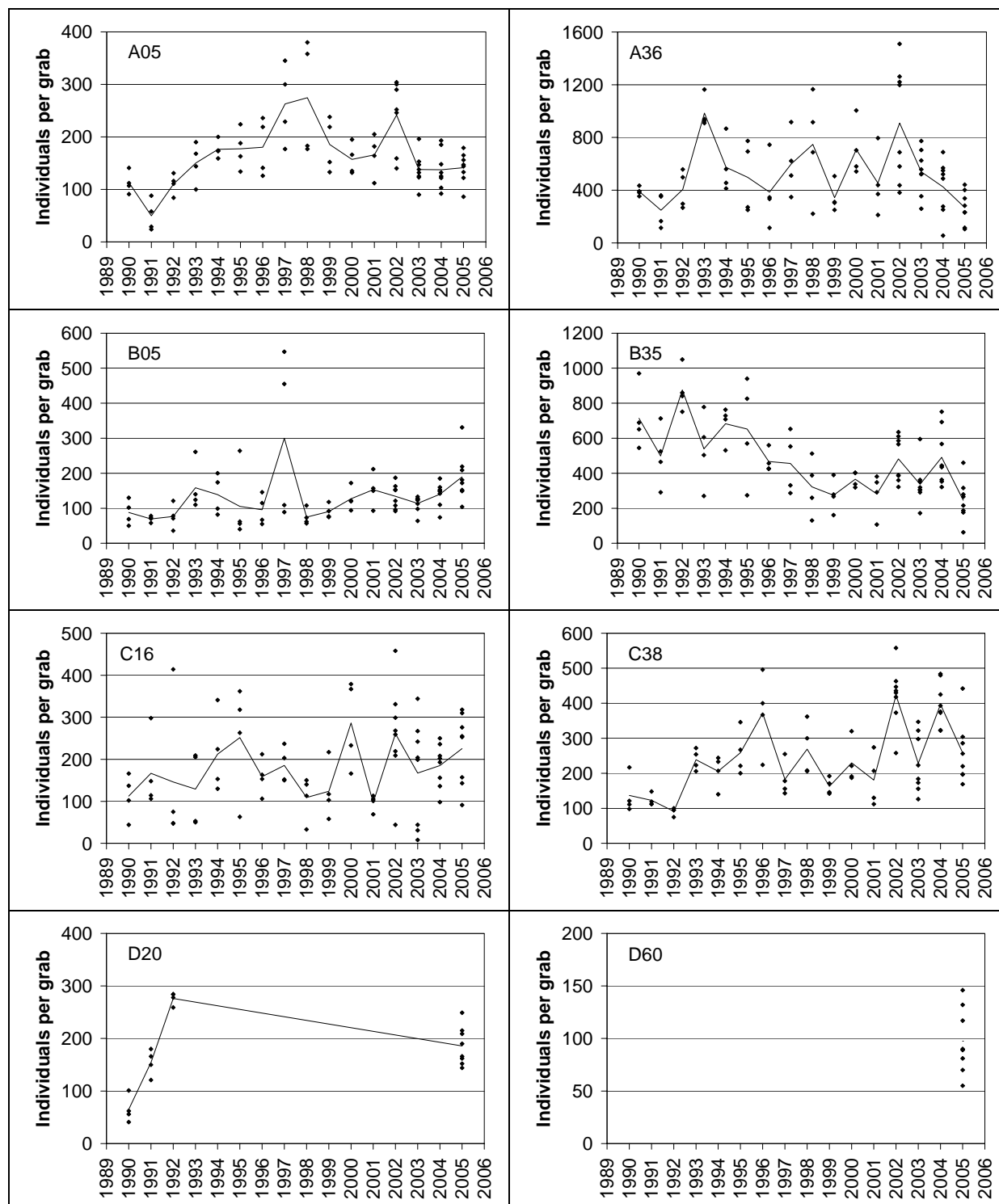
### De vanligste artene

Individtall for de vanligste artene er vist i Figur 7.6 (grunne stasjoner i Skagerrak), i Figur 7.7 (dype stasjoner i Skagerrak) og i Figur 7.8 (dype stasjoner på Vestlandet).

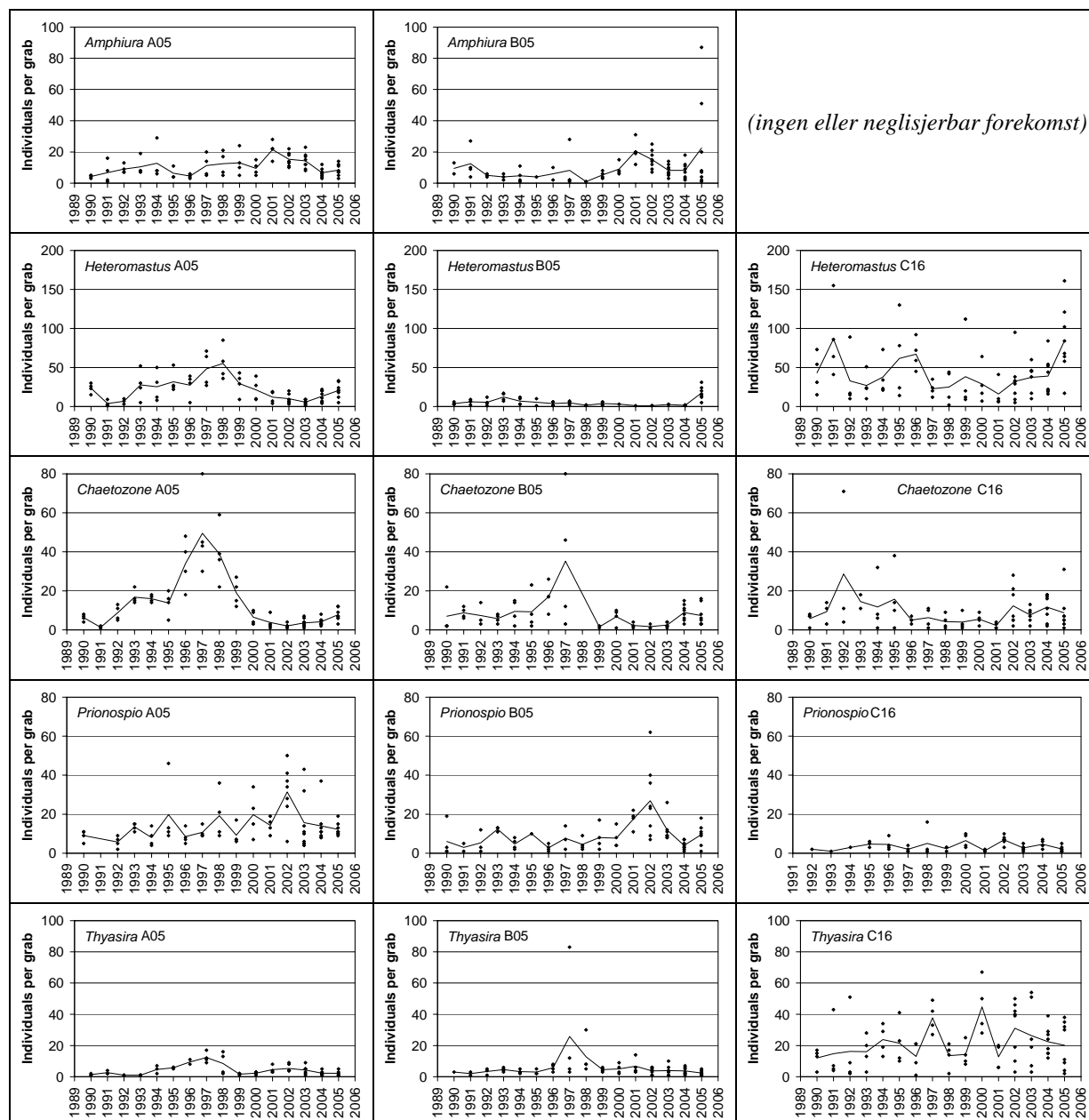
Individtettheten av de enkelte vanligste slektene viste svært høy variasjon fra år til år og også mellom prøver fra samme stasjon samme år. Mye av den sterke variasjonen antas å være intern biologisk variasjon som har liten sammenheng med de målte miljøfaktorene.

Av artene i Figur 7.6 og Figur 7.7 er det særlig manglebørstemarkene *Chaetozone*, *Heteromastus* og *Paramphinome* som er kjent for å være opportunistiske og tolerante arter (Rygg, 1995), ofte dominerende på organisk belastede lokaliteter. Muslingen *Abra*, manglebørstemarken *Prionospio* og i noen grad *Tharyx* kan også være vanlige på organisk belastede lokaliteter (NIVA database). Men alle disse artene kan være vanlige på uforurensede lokaliteter også. Det er derfor ikke bare forekomsten, men først og fremst endringer over tid i individtettheten av artene, som kan indikere økt eller minsket næringstilgang.

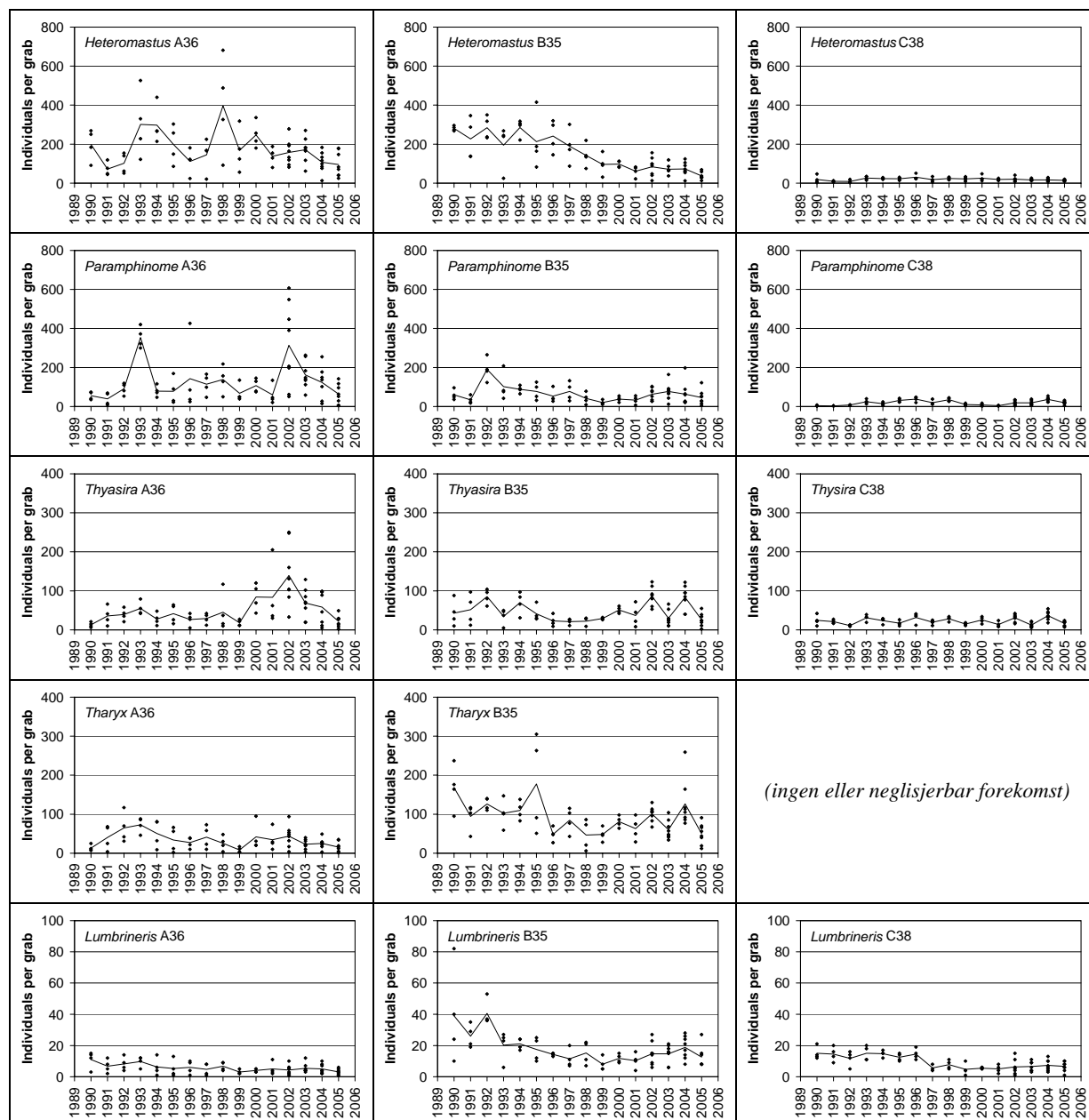
På stasjon B35 var det en tilbakegang av børstemarken *Heteromastus*, noe som kan tyde på redusert næringstilførsel.



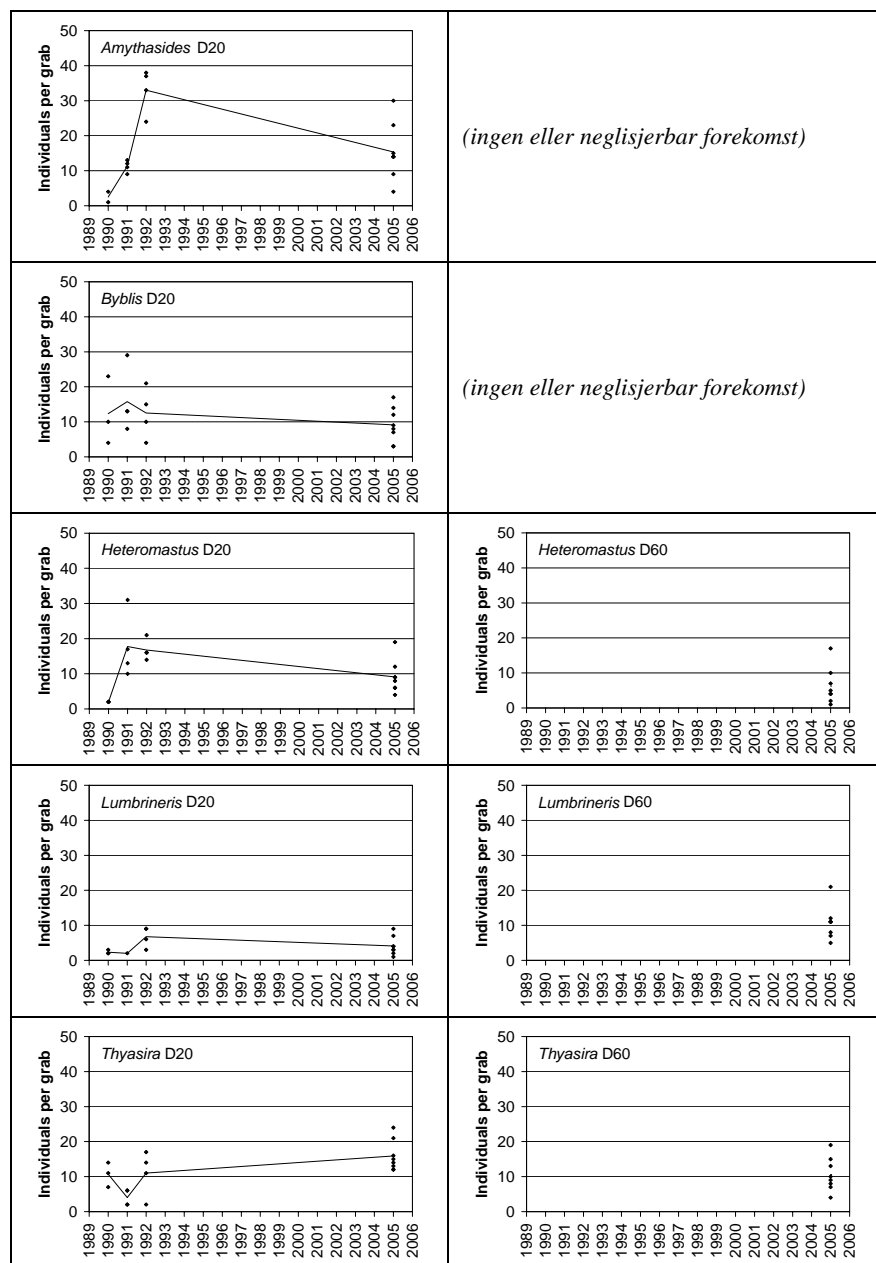
Figur 7.5. Individantall for bløtbunnsfauna pr. grabb (0.1 m<sup>2</sup>) (punkter) og gjennomsnitt pr. år (linjer) i 1990-2005. Etter 2001 er det tatt åtte grabber pr. stasjon, mot fire grabber pr. stasjon 1990-2001. Merk ulik skala i plottene.



Figur 7.6. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på de grunne stasjonene A05 (Færder, 50m), B05 (Grimstad, 50m) og den middels dype fjordstasjonen C16 (Farsund, 160m). Merk ulik skala for forskjellige slekter.



Figur 7.7. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på de dype stasjonene A36 (ytre Oslofjord, 360m), B35 (Arendal, 350m) og C38 (Lista, 380m). Merk ulik skala for forskjellige slekter.

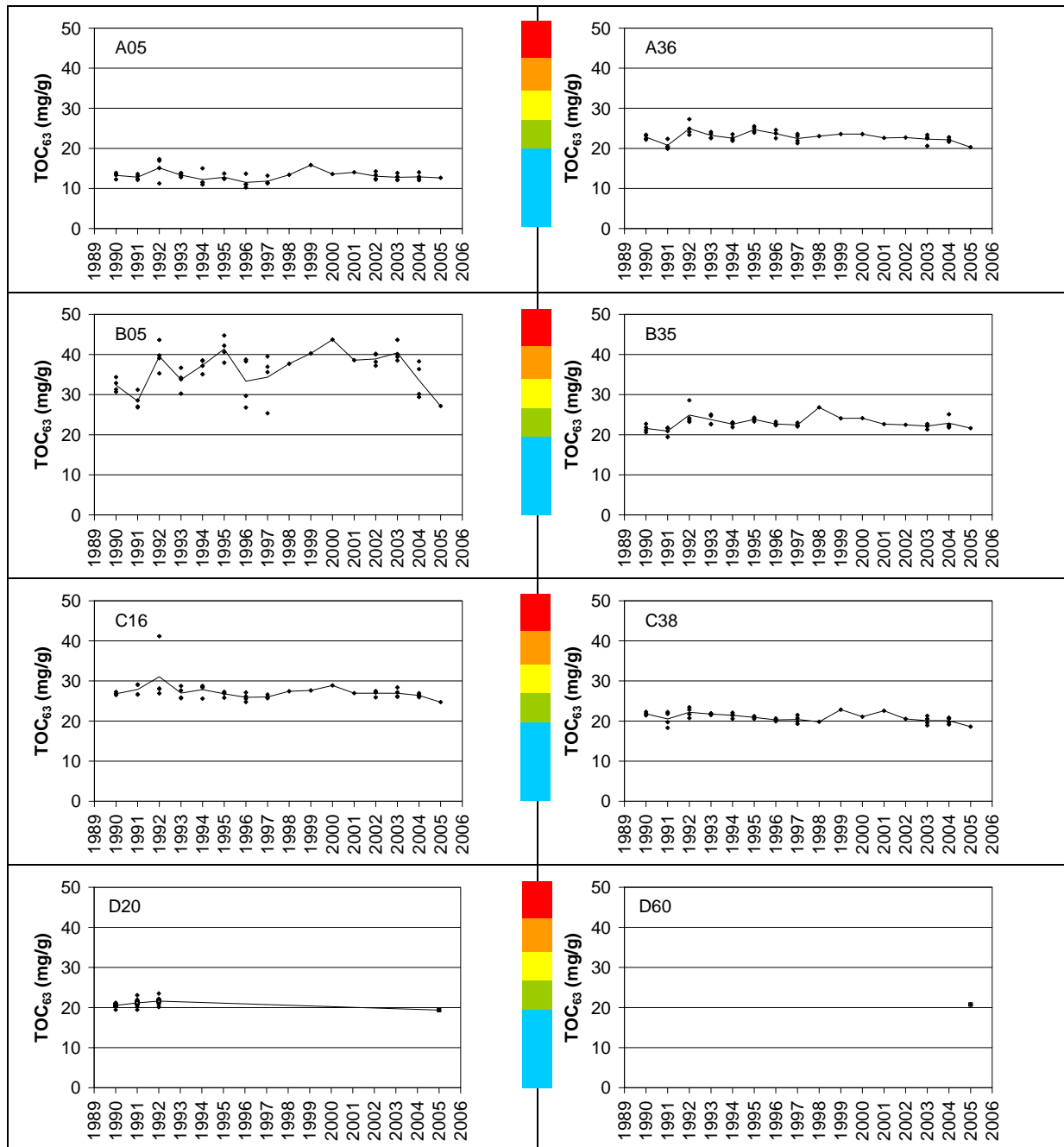


Figur 7.8. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på stasjonene på Vestlandet, D20 (utenfor Sotra, 200m) og D60 (Bjørnafjorden, 600m).

## 7.2 Bunnsedimenter

Tidsserier for totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet på stasjonene er vist i Figur 7.9. Det ble ikke påvist noen tydelige tidstrender i innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet på noen av stasjonene. TOC var også nokså stabilt fra år til år på alle stasjonene, bortsett fra på B05. Organisk innhold (TOC) var lavt til moderat, og var høyest i de mest finpartikulære sedimentene. Gjennomsnittlig TOC<sub>63</sub>-innhold (TOC korrigert for innholdet av silt og leire i sedimentet) på alle stasjonene, med unntak av B05 ved Grimstad og fjordstasjonen C16, lå i overvåkingsperioden i tilstandsklasse I eller II (meget god tilstand/god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier.





Figur 7.9. Innhold av totalt organisk karbon (TOC<sub>63</sub>, mg/g), korrigert for sedimentets innhold av silt og leire i enkeltprøver (punkter) og som gjennomsnitt (linjer) pr. år 1990-2005. Fargekodene angir tilstandsklasser (se Figur 7.1).

Stasjon B05 hadde forhøyd organisk innhold (i gjennomsnitt klasse III, mindre god tilstand). Det var en økning i totalt organisk karbon fra tilstandsklasse III (mindre god) i 1990 og 1991 til tilstandsklasse IV (dårlig) senere i perioden. Stasjon B05 ligger nær ved kysten og mottar trolig organisk materiale fra nærliggende terrestriske kilder og fragmenter av marine makroalger fra strendene i nærheten. Dette kan også forklare den større variasjonen mellom enkeltprøver. Økningen i TOC på B05 kan også representere en generell økning i organiske partikler over en lengre kyststrekning. Resultater fra de andre delundersøkelsene kan tyde på dette. Imidlertid var det en nedgang i TOC etter 2003 på B05.

Fjordstasjonen C16 viste stort sett klasse III (mindre god) i hele perioden. Signifikante endringer er vist i Tabell 7.1 i kap. 7.3.

### 7.3 Tidstrender

I Tabell 7.1 vises resultater fra en trendanalyse av de enkelte parametrene for hver stasjon (lineær trend 1990-2004). + eller - betyr signifikant stigende eller synkende verdier, mens fargen grønn eller rød indikerer en positiv eller negativ utvikling på de 6 stasjonene.

Tabell 7.1 Signifikanstest av endringer (lineær modell,  $P < 0.05$ ) for perioden 1990-2005. Vestlandsstasjonene D20 og D60 er ikke tatt med her, på grunn av få observasjoner.

Parameter	Stasjon	A05	A36	B05	B35	C16	C38
TOC <sub>63</sub>		0	0	0	0	0	-
H'		+	+	+	+	0	-
ISI		0	+	0	+	0	0
Artstall pr grabb		+	+	+	0	+	+
Artstall pr 100 individer (ES <sub>100</sub> )		+	+	0	+	+	-
Individtetthet		0	0	0	-	0	+

+	= stigende verdier
-	= synkende verdier
0	= ikke signifikant
	= tilstandsforbedring
	= tilstandsforverring

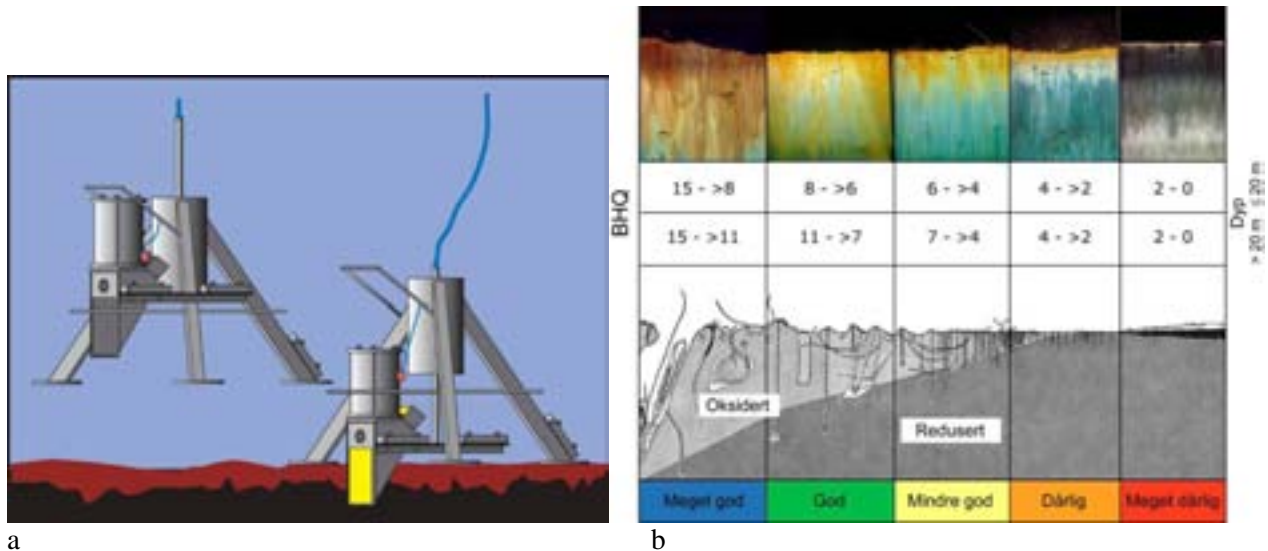
### 7.4 SPI: Ny bløtbunnsmetodikk

#### Sedimentprofilfotografering (SPI)

NIVA har tatt i bruk en ny metode for kartlegging og klassifisering av marin bløtbunn ved hjelp av sedimentprofilkamera (Sediment Profile Imaging; SPI). Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste dm av sedimentet. Bildet, som blir 17,3 cm bredt og 26 cm høyt, tas nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet (Figur 7.10).

#### Prøvetaking

I sammenheng med tradisjonell prøvetaking på B05 ble det i 2005 i tillegg tatt fire sedimentprofilbilder på 7 punkter rundt kystovervåkingsstasjonen, for å prøve ut teknikken og vurdere homogeniteten i området hvor B05 ligger. Alle 7 prøvepunkter lå innenfor en radius på ca. 300 meter for å studere den romlige variasjonen i nærområdet til B05. Stasjonsplasseringen med SPI-bilder er vist i Figur 7.12.



Figur 7.10 a) Prinsippskisse for SPI-kamera. (A) Kamera og rigg over bunnen. (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og bildet eksponeres. b) Miljøstressgradient, inndelt i miljøkvalitetsindeksen (BHQ-indeks) for marine sedimenter med en klassifisering tilpasset EUs vannrammedirektiv (Nilsson og Rosenberg 1997, Rosenberg m. fl. 2004).

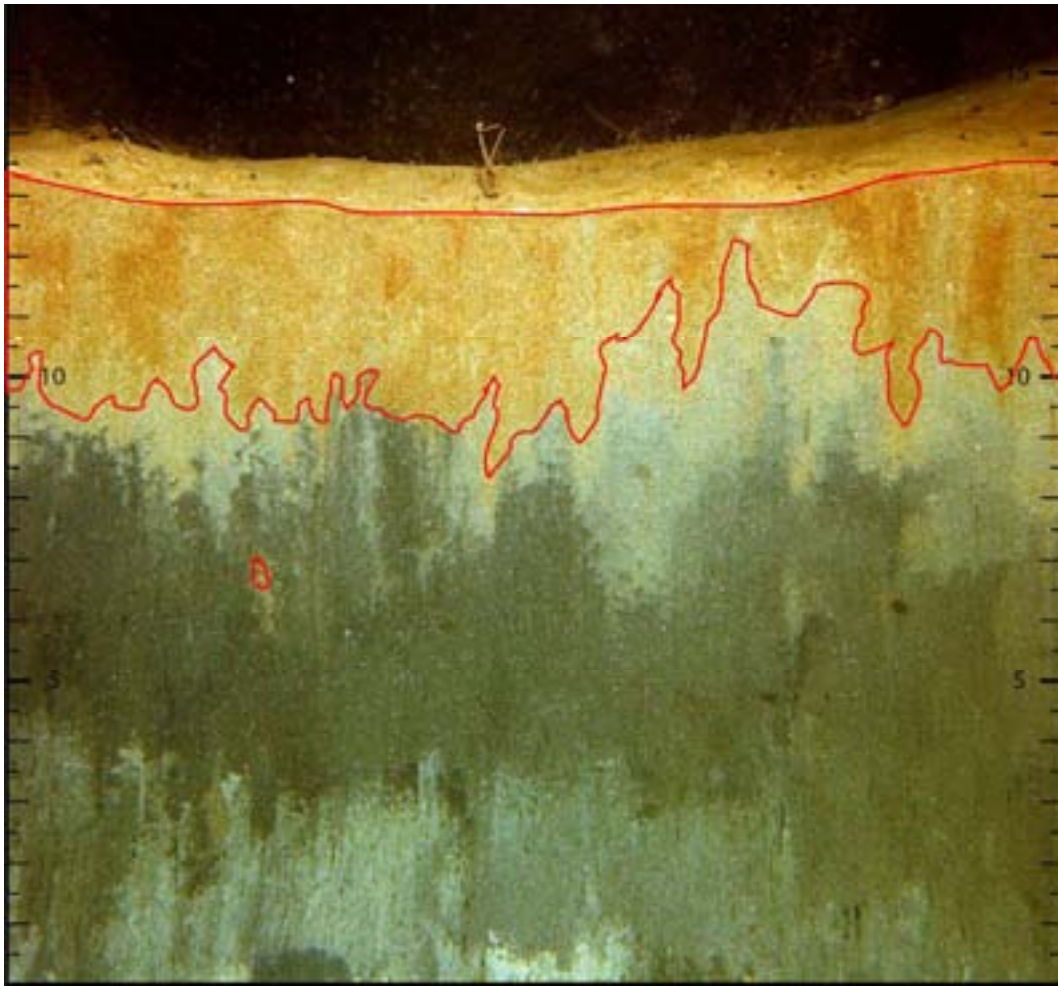
Et digitalt kamera med blits er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben (Figur 7.10a). Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses ca. 20 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil hvilket til sammen utgjør prismet. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger av overflatesedimentet.

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks), varierer på en skala mellom 0 og 15. Denne indeksen kan siden sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksjonsstadium. Fra denne modellen kan bunnmiljøet klassifiseres i henhold til retningslinjer i EUs vannrammedirektiv (Figur 7.10b).

### Bildeanalyse

Bløtbunnfaunas aktivitet kan oksidere det øverste sedimentsjiktet gjennom transport av oksyderte sedimentpartikler fra overflaten ned i sedimentet eller gjennom å pumpe oksygenholdig vann ned i sedimentet. Det kalles bioturbasjon. Oksygeneringen (oksydasjon) visualiseres ved at jernet i sedimentet oksideres ( $\text{Fe}^{3+}$ ) fra redusert jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) og danner et rustbrunt, gult sjikt nærmest overflaten. Endring i farge kalles for synlig redox potensial diskontinuitet (aRPD; apparent redox potential discontinuity) og brukes i klassifisering av tilstanden.

SPI-bildet i Figur 7.11 viser variasjonen i tykkelsen av det oksiderte sjiktet avhengig av hvor og hvor mye dyrene har bioturbert sedimentet. Enkelte bløtbunnsarter kan i visse tilfelle grave seg betydelig dypere ned i sedimentet og danne "oksiderte øyer" på bildet.



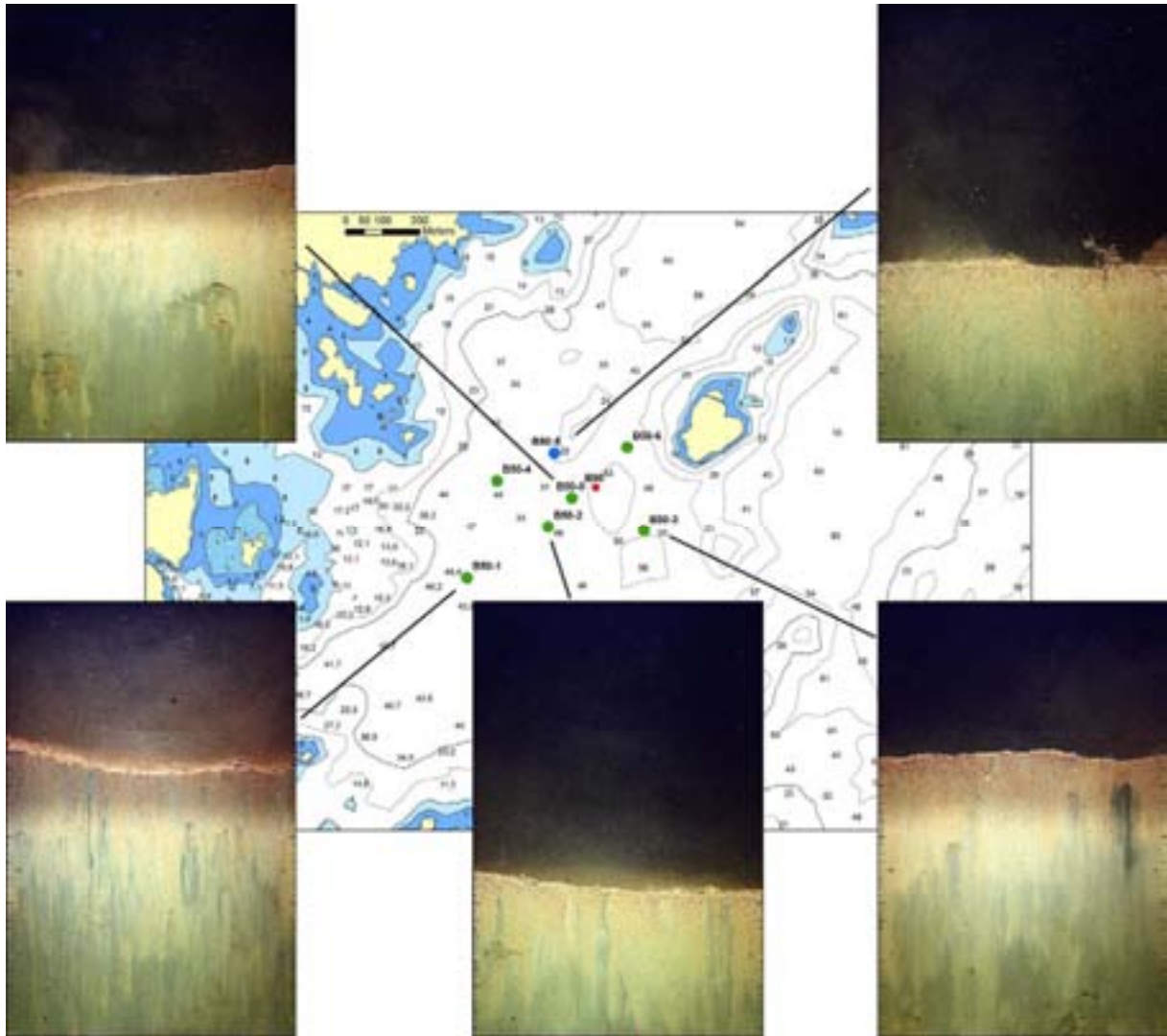
Figur 7.11 Figuren viser et SPI-bilde med sjiktet mellom sedimentoverflaten og de bioturberte sjiktet (aRPD) markert med en rød polygon. En liten "oksidert øy" er også markert med en rød linje. Middelerdi på dypet for aRPD er i bildet 2,9 cm (area delt med bildevidde), men varierer mellom 0,6 cm og 4,3 cm dyp.

### SPI-analyseresultater

Alle de 7 prøvepunktene ble klassifisert som god eller meget god i henhold til EUWFD klassifisering. Sedimentbilder er vist i Figur 7.12. I gjennomsnitt varierte BHQ indeksen mellom 8,0 og 11,3, aRPD mellom 3,8 og 4,6 cm. Penetrasjonsdypet varierte mellom 8,7 og 16,7 cm, hvilket er et mål på sedimentets vanninnhold og substrat. Ved alle SPI-prøvepunkter foruten B50-6, ble det observert dypt-liggende oksiderte tomrom.

Det var ingen signifikant variasjon (ANOVA, df 4,16,  $p > 0,05$ ) mellom SPI-prøvepunktene i henhold til BHQ indeks og aRPD. Imidlertid var variasjonen på bløtbunn med hensyn til substrat (penetrasjons dyp) signifikant mellom SPI- prøvepunktene (ANOVA, df 4,16,  $p < 0,05$ ). Penetrasjonen var signifikant høyere (mykere sediment) ved prøvepunktene B50-0, B50-1 og B50-3 enn ved prøvepunktene B50-2, B50-4, B50-5 og B50-6.

Konklusjonen er at bunnmiljøet varierer betydelig i substrat (mykhet, vanninnhold) innen en avstand på 300 m fra stasjonen B05, men at bunnmiljøet kan betegnes som godt med dyptgravende fauna i hele området.



Figur 7.12 Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i henhold til BHQ-indeksen (indikert på kartet med farge for hvert prøvepunkt, Rosenberg m. fl. 2004) og eksempel på SPI bilder fra noen forskjellige prøvepunkt.

## 8. Tema: Planktonsamfunn

*Planktonsamfunnet utgjør det pelagiske næringsnett og består av organismer som driver med havstrømmene. Planteplankton er første leddet i næringskjeden og danner grunnlaget for dyreplanktonet på neste trofiske nivå. Planteplanktonet omdanner sollys og næringssalter til biomasse. Rask vekst gjør at planktonet responderer raskt på endringer i miljøtilstanden. Planteplankton brukes derfor som et biologisk kvalitetselement i EUs vannrammedirektiv. I den sammenheng pågår det en diskusjon rundt bruk av ulike mål på planteplanktonproduksjon. Dyreplanktonet er bindeleddet mellom planteplanktonet og høyere organismer og påvirker både nedover og oppover i næringsnett. Dyreplanktonet beiter på planteplanktonet og er selv viktig føde for flere kommersielle fiskearter i Nordsjøen og Skagerrak. Undersøkelser av planteplankton og dyreplankton har vært inkludert i Kystovervåkingsprogrammet siden 1994, med prøvetaking ca hver 14 dag på stasjon Arendal 2. Undersøkelsene viser at det er viktig å følge utviklingen på artsnivå, da artssammensetningen gir kunnskap om endringer i miljøtilstanden som ikke framkommer med andre og enklere metoder.*

---

### 8.1 Planteplankton som trofiindikator

#### 8.1.1 Generelt

Planteplankton er første leddet i næringskjeden og danner grunnlaget for det neste trofiske nivået. Derfor kalles planteplankton ofte for "havets gress". Gjennom fotosyntesen omdannes de oppløste uorganiske næringsstoffer til organiske forbindelser med sola som energikilde. Solenergien fanges opp av ulike pigmenter slik som klorofyll *a*, men også flere hjelpepigment er viktige. Hjelpepigmentene fanger opp lysenergi fra andre bølgelengder enn klorofyll *a* og overfører den absorberte energien til klorofyll *a*. På den måten kan hjelpepigmentene sørge for at lysenergien fra en mye større del av lysspekteret blir utnyttet.

Planteplankton består av ulike algegrupper hvor dinoflagellater (fureflagellater), kiselalger (diatomeer), raphidophyceer (nålflagellater), haptophyceer (svepeflagellater, kalkflagellater) og cryptophyceer (svelflagellater) er de viktigste. Noen er autotrofe (fotosyntetiserende), andre er heterotrofe (lever av organisk materiale). De autotrofe har pigment som en nødvendig forutsetning for fotosyntesen, mens de absolutt (obligate) heterotrofe mangler pigment. Av de 2000 dinoflagellatene som er beskrevet, mangler halvparten av artene pigment og er å betrakte som obligate heterotrofe (Taylor 1987, Gaines & Elbrächter 1987). Også mange flagellater er heterotrofe.

En del planteplanktonarter har imidlertid vist seg å kunne ernære seg i en kombinasjon av autotrofi og heterotrofi – eller det som kalles miksotrofi. Denne evnen er blant annet vist hos mange dinoflagellater, og har de senere årene blitt påvist hos et stadig økende antall dinoflagellater (Stoecker 1999, Jacobson 1999). Også hos en del flagellater er miksotrofi påvist.

Generasjonstiden hos planteplankton er svært kort. Den varierer fra art til art og påvirkes av vekstforhold slik som næringstilgang, temperatur, saltholdighet osv. Ved gode vekstforhold er 1-2 generasjoner pr. dag ikke uvanlig hos hurtigvoksende arter. Den korte generasjonstiden gjør at responsen på miljøendringer, for eksempel økte næringssalttilførsler, er meget hurtig. Planteplanktonforekomstene er derfor en god indikator på det som til enhver tid skjer i vannmassene.

Økte tilførsler av næringssalter (eutrofiering) medfører økt mengde planteplankton, som igjen fører til flere blomstringsperioder og risiko for masseblomstringer av skadelige/giftige algearter. I et balansert næringssaltforhold er det atomære forholdet mellom karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) lik 106:16:1. Eutrofiering innebærer imidlertid ikke bare økte mengder næringssalter, men også endringer i det relative forholdet mellom N og P. 50 % økning i forholdstallet (N/P-forhold >24) gir økt fare for oppblomstring av giftige alger (OSPAR-kriterier). Økte tilførsler næringssalter øker ikke mengden av silikat i sjøvannet og det resulterer i bedre vekstforhold for dinoflagellater og flagellater i forhold til kiselalger som bruker silikat i sin cellevegg. Forholdstall av N/Si >2 og P/Si >0.125 kan føre til et skifte fra diatomeer til flagellater i henhold til OSPARs kriterier. For kystovervåkingstasjonene er de fleste observasjonene under OSPAR's grenseverdier.

### 8.1.2 Hva er algebiomasse?

Mengden algekarbon gir grunnlaget for hvor stor biomasse som kan oppnås på det neste trofiske nivået i næringskjeden. I havet er dette herbivort (plantespisende) dyreplankton, som igjen danner grunnlaget for næringskjedens neste ledd (se kap. 9.2). Produktiviteten i et område er således avhengig av hvor stor algebiomasse i form av karbon som kan produseres og utnyttes av neste ledd i næringskjeden. Produsert algebiomasse danner således basisen for den totale biologiske produktiviteten.

Det har vært/blir benyttet ulike mer eller mindre egnede metoder for å angi planteplankton-biomasse. Metodene har vært basert på både mikroskopiske analyser og ulike typer kjemiske analyser der den mest anvendte kjemiske metoden har vært analyse av klorofyll *a*. I tillegg benyttes også sonder som måler algenes fluorescens.

I Kystovervåkingsprogrammet måles klorofyll *a*, fluorescens (FerryBox), partikulært organisk karbon (POC, filtrert for zooplankton), og algekarbon beregnes ut fra artssammensetning og artsantall, men bare det beregnede algekarbonet brukes til angivelse av planteplanktonbiomassen.

#### ***Klorofyll a som biomasse mål***

Klorofyll *a* inngår i SFT-veiledningene for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Klorofyll *a*-metoden er en kjemisk metode som bestemmer mengden av pigmentet klorofyll *a* i planter (alger). Metoden baserer seg på det faktum at alle autotrofe alger har dette pigmentet. En betydelig andel av planteplanktonforekomstene består som nevnt ovenfor av heterotrofe arter og klorofyll *a* metoden vil derfor ikke kunne inkorporere disse. Mikroskopiske analyser tyder på at pigmentinnholdet hos en del miksotrofe arter er variabelt, noe som kan indikere at pigmentinnholdet i de miksotrofe algene varierer med hvilken måte de ernærer seg på.

En annen ulempe med metoden, sett i forhold til de autotrofe algene, er at algenes innhold av klorofyll *a* ikke er konstant, men artsavhengig og varierer med miljøforholdene, blant annet lysforhold og næringssalttilgang. Ved dårlig lystilgang kompenserer algene dette med å øke klorofyll *a* nivået i cellen – noe som bidrar til at klorofyll *a* nivået pr. celle i samme art vil være lavere i øvre del av vannsøylen enn i nedre del. Klorofyll *a* metoden er også uspesifikk og angir ikke hvilke alger som har gitt opphavet til klorofyllet som måles.

Til tross for at mengden klorofyll *a* varierer med miljøforholdene og i tillegg utelater de heterotrofe algene som til tider kan utgjøre en betydelig andel av algebiomassen, har metoden likevel blitt brukt som et mål for algebiomasse.

Man har imidlertid lenge visst at det ikke er samvariasjon mellom klorofyll *a* og karboninnholdet selv i autotrofe alger. For eksempel viste Sakshaug (1977) ved bruk av kiselalgen *Skeletonema costatum* at celler som vokste med maksimal veksthastighet, hadde et konstant karboninnhold på 28 pg C/celle, mens klorofyll *a* nivået varierte mellom 0,35-1,2 pg Chl *a*/celle. C/Chl *a*-ratioet varierte mellom 23-83 i celler med maksimal vekst. Ved næringsmangel varierte karbonnivået fra 28 til 37 pg C/celle, mens klorofyll *a*-nivået varierte mellom 0,028 til 0,11 pg Chl *a* /celle. C/Chl *a*-ratioet varierte mellom 286-1000 i celler hvor veksten var næringsbegrenset.

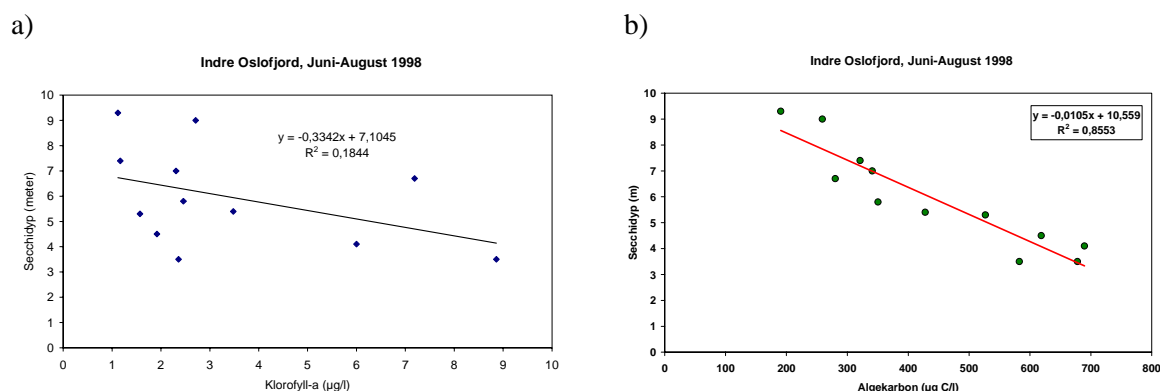
Dette viser at faktoren på 50 som ofte benyttes for å beregne karbonbiomasse ut fra klorofyll *a*-verdier, kan gi meget gale resultater.

Undersøkelser i oligotrofe limniske og marine områder konkluderer med at mengden klorofyll *a* ikke er representativ for algebiomassen Fennel & Boss (2003), og Kruskopf & Flynn (2006) konkluderer etter forsøk med autotrofe alger at klorofyll *a*-innhold og fluorescensrespons ikke kan brukes til å gi et pålitelig mål for fytoplanktonbiomasse, næringsstatus eller veksthastighet.

Dette betyr at verken de tradisjonelle klorofyll *a*-analysene eller måling av fluorescens ved bruk av sonder gir et mål for den autotrofe algebiomassen.

Et annet aspekt er selve metodikken i pigmentanalysen som benyttes for å måle klorofyll *a*. Det finnes flere ulike metoder for å analysere klorofyll *a* der blant annet apparatur (spektrofotometer, fluorometer, HPLC), ekstraksjonsmiddel, ekstraksjonstid og forbehandling av prøvene er forskjellige. Problemet med disse ulike metodene er at de ikke alltid gir samme resultat, og klorofyll *a*-verdier målt med ulike metoder kan derfor ikke alltid sammenlignes direkte. Mangel på standardmetoder for bestemmelse av klorofyll *a* er per i dag et stort problem i forbindelse med interkalibreringsarbeidet innenfor EUs vannrammedirektiv.

Siktedyp er en metodikk som har vært brukt for å få et grovt mål for algemengden i sjøen. Korrelasjoner mellom målt siktedyp og klorofyll *a* har vist betydelig dårligere resultat enn mellom siktedyp og algekarbon (Figur 8.1). Dette viser at algekarbon er en mye bedre biomasseparameter enn klorofyll *a*, som varierer sterkt med miljøforholdene.



Figur 8.1 Korrelasjon mellom a) siktedyp og klorofyll *a* og b) siktedyp og algekarbon.



### **Celltall**

Antall alger basert på kvantifisering ut fra mikroskopisk analyse har også vært angitt som et mål for algebiomasse. Tankegangen har vært at et høyt antall alger angir høy algebiomasse og lavt antall lav algebiomasse. Metoden er spesifikk og registrerer konsentrasjonen av de ulike algene, både heterotrofe, miksotrofe og autotrofe, men antall algeceller alene er et dårlig mål for algebiomasse ettersom de ulike planteplanktonartene varierer i størrelse fra ca. 2 til 1000  $\mu\text{m}$ . Antall alger sier derfor lite om algebiomassen. Forskjellen i mengden algekarbon hos en art på 2  $\mu\text{m}$  og en på 1000  $\mu\text{m}$  er betydelig. For eksempel vil dinoflagellaten *Ceratium tripos*, som er en vanlig art i våre farvann, bidra like mye til algekarbonbiomassen i et antall på 600 celler/l som 1 mill. celler/l av kiselalgen *Skeletonema*.

### **Beregnet algekarbon basert på biovolum/plasmavolum**

Beregning av algekarbon basert på biovolum/plasmavolum er en metode som gir et mål for den totale algebiomassen og inkluderer både autotrofe, miksotrofe og heterotrofe alger. Metoden bygger på mikroskopiske analyser med artsbestemmelse og kvantifisering av ulike arter. Algene måles og de ulike artenes volum bestemmes ut fra algenes fasong og størrelse. Når algenes biovolum/plasmavolum er beregnet, kan mengden karbon estimeres. Det er en svært spesifikk metode som gir informasjon om hvilke algegrupper og algearter som er biomassemessig viktig, og metoden inkorporerer alle algetyper – både heterotrofe, mixotrofe og autotrofe. Den er også uavhengig av miljøforholdene ved at endring i for eksempel størrelse på grunn av variasjon i næringstilgang blir tatt hensyn til. Denne metodikken er grunnlaget for verdiene av algekarbon som brukes som biomasseparameter i Kystovervåkingsprogrammet.

NIVA har utviklet en algedatabase der alle resultater fra artsbestemmelse og kvantifisering av alger lagres. Formler for biovolum og algekarbon for ulike arter ligger lagret i databasen som også inneholder standardverdier for biovolum/algekarbon for hver enkelt art. Disse verdiene er framkommet på grunnlag av gjentatte målinger av enkeltarter over tid. Dersom størrelsen på en art i ne prøve avviker fra gjennomsnittsverdien, kan man til enhver tid benytte andre verdier enn den lagrede gjennomsnittsverdien. Med et slikt verktøy kan man på en kostnads-effektiv måte få en betydelig innsikt i hvordan den totale algebiomassen endrer seg og hvilke algearter/-grupper som fører til endringen.

Ved innføringen av vannrammedirektivet vil flere nordiske land anbefale bruk av biovolum og/eller beregnet algekarbon som det beste biomasse-mål for planteplankton. Biovolum har vært brukt i ferskvann som trofiindikator i over 20 år. Biovolum i seg selv gir ikke et godt mål på algebiomassen ettersom kiselalgenes store vakuole som inneholder svært lite karbon, blir medregnet i biovolumet. Celleplasmaet til kiselalgene ligger som et tynt sjikt på ca 1-2  $\mu\text{m}$  mellom vakuolen og kiselskallet. Det er dette plasmalaget som i hovedsak bidrar til cellekarbonet. Kiselalgenes rolle blir således overestimert ved bruk av biovolum.

Et spørsmål som reiser seg er hvorfor det ikke kan gjennomføres kjemisk analyse av partikulært organisk karbon istedenfor beregning av algekarbon for å få et mål for total algebiomasse? Problemet er at slike analyser på naturlige prøver er lite hensiktsmessige ettersom man ikke kan skille mellom algekarbon, karbon fra microzooplankton og karbon fra detritus.

### **8.1.3 Global utvikling**

Globalt har eutrofiering vært betraktet som hovedtrusselen til funksjonaliteten i kystnære økosystem, og har også blitt assosiert med forekomst og observert økning av skadelige alger

(HAB-alger). På 90-tallet ble det antydnet av flere at økningen av HAB-alger på verdensbasis hadde sin årsak i antropogen påvirkning (Smayda 1990, Hallergraeff 1993, Hodgkiss & Ho 1997, Bryantsev & Bryantseva 1999), men de senere årene har stadig flere påpekt viktigheten av klimaendringer i denne sammenhengen (jfr. oppsummering av Sellner et al. 2003). Selv om sammenhengen mellom økt planteplanktonbiomasse og algeblomstringer er klart assosiert med økt næringstilgang i mange områder, har økosystemendringene i våre nære farvann, som for eksempel Nordsjøen, vært langt mer problematisk å forklare (Edwards et al 2006).

I Middelhavet har biodiversiteten i løpet av de siste få tiårene endret seg på grunn av klimatiske og miljømessige forandringer, med forekomst av eksotiske arter og et planteplanktonsamfunn hvor kiselalgene synes å bli mindre dominerende (Bethoux et al. 2002). De senere års forskning tyder på at global oppvarming har en betydelig innvirkning på de økosystemendringene man ser i våre farvann. Det har vært utført fenologistudier (studiet av tilbakevendende årlige livssyklusbegivenheter som for eksempel tidspunkt for migrasjon og blomstring) på planktondata fra den sentrale Nordsjøen for årene 1958-2002. Resultatet viser at det marine pelagiske systemet responderer på klimaendringer, men styrken på responsen er årstidsavhengig og forskjellig for ulike grupper – noe som medfører en forskyvning av forholdet mellom ulike trofiske nivå og funksjonelle grupper (Edwards & Richardson 2004). Sveking av de fenologiske forbindelsene vil influere på den gjensidige påvirkningen de ulike trofiske nivåene har på hverandre og på næringskjedestrukturen – noe som til sist vil kunne føre til økosystemendringer.

Det har for eksempel i løpet av de siste førti årene skjedd en endring i forekomsten av sesongtopp for ulike taxa av både zooplankton og planteplankton. Med hensyn på planteplankton er endringene forskjellige for taxa som blomster i ustabile og stabile vannmasser. Gjennomgående har taxa som er assosiert med lav turbulens, for eksempel dinoflagellater, fått framskutt sesongen med mellom 3 og 4 uker. Dataene har blitt korrelert til overflate-temperaturen (SST – ”sea surface temperature”) om våren, og de betydelige fenologiske endringene som er påvist i denne analysen, er framkommet med en endring i SST på bare 0,9°C. Endringene er mye større enn det som tidligere er påvist i studier av terrestre samfunn – noe som indikerer at marine pelagiske samfunn er spesielt sensitive for klimaendringer (Edwards & Richardson op. cit.). I tillegg vil tempererte marine områder være spesielt sårbare for slike endringer ettersom rekrutteringssuksessen til høyere trofiske nivå er sterkt avhengig av synkronisering av en pulsvis planktonisk produksjon.

De signifikante hydroklimatiske endringene som har forekommet i Nordsjøen siden slutten av 1980-tallet, har resultert i et miljø som fremmer vekst og tidligere suksessjon av flagellater og dinoflagellater. I Nordsjøen er dinoflagellater positivt korrelert med NAO-indeksen og SST, mens diatomeene er negativt korrelert. Forholdet mellom dinoflagellater og diatomeer har økt både i Nordsjøen og i Østersjøen.

#### **8.1.4 Utviklingen i Skagerrak**

Overvåkingen av alger på Arendal st.2 i perioden 1992-2005 har vist at algeforekomstene har variert betydelig fra år til år både når det gjelder algebiomasse og blomstringsarter. Den integrerte algebiomassen over året har variert med en faktor på 4 (13-52 g C/l/år) med høyeste verdi i 1992 og laveste i 2003 (Tabell 8.1). I de siste 4 årene (2002-2005) har imidlertid den årlige algebiomassen vært svært stabil på et relativt lavt nivå på (13-17 g C/l/år), dvs. bare halvparten av gjennomsnittet for de 10 forutgående årene (33 g C/l/år).

Reduksjonen i integrert algebiomasse over året har falt sammen med at det fra og med 2002 begynte å bli observert uvanlige forekomster av organisk materiale i vannprøvene. I 2003 tiltok mengden organisk materiale og i 2004 og 2005 var mengden økt slik at det tidvis var

vanskelig å gjennomføre kvantifisering av planktonalger, og da spesielt små flagellater. Økt detritus (organisk materiale) i kystvannet kan også settes i sammenheng med observasjoner av økt nedslamming av hardbunn og bortfall av sukkertare.

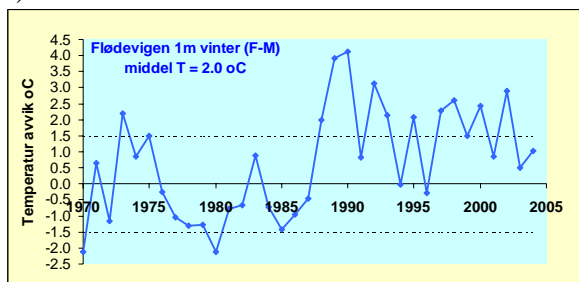
I perioden 1992-2005 har blomstringsartene ved de ulike årstidene variert betydelig selv om det er enkelte arter som blomstrer hyppigere enn andre, mens andre kun danner store blomstringer ett år for så å være omtrent fraværende igjen. Eksempel på det siste er kiselalgene *Thalassiosira punctigera* og *Lauderia annulata* som hver for seg har utgjort hovedtyngden av algebiomassen under våroppblomstringen ett enkelt år for så knapt nok å bli registrert om våren de andre årene.

Langtidsovervåkningen på Arendal-stasjonen startet først etter at de store klimatiske miljøendringene ble registrert i europeiske farvann på slutten av 1980-tallet. Vi har således ikke data fra tiden før disse endringene. Data fra 1 m dyp i Flødevigen, Arendal, viser imidlertid at både den gjennomsnittlige vinter- og sommertemperaturen (Figur 8.2) har økt betydelig de siste 10-15 årene i Arendal-området i forhold til tidligere år.

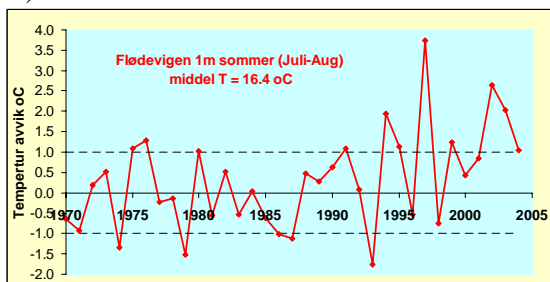
Tabell 8.1 Integrert cellekarbon for perioden 1994-2005 for Arendal st.2.

År	Integrert algekarbon (g C/l/år)	
1994	51	
1995	32	
1996	25	
1997	17	
1998	37	
1999	28	
2000	34	
2001	39	
2002	17	
2003	13	
2004	16	
2005	17	
Gjennomsnitt 1994-2001	33	
Gjennomsnitt 2002-2005	16	

a)



b)



Figur 8.2 Temperaturavvik fra middeltemperatur for a) februar-mars (2 °C) og b) juli-august (16,4 °C) målt på 1 meters dyp i Flødevigen, Arendal.

Så langt er det ikke funnet noen sammenheng mellom blomstringsart og miljøparametere. Likevel er det noen svake trender som framstår når en ser på perioden 1994-2005 under ett. Gjennomsnittlig algekarbon for denne perioden viser at dinoflagellatene er den dominerende algegruppen på Arendal st.2. For samme periode viser forholdet mellom dinoflagellaters og kiselalgers biomasse en økende trend. Dette samsvarer med de registreringer av økte forekomster av dinoflagellater som er gjort i Østersjøområdet (Wasmund et al. 1998) og økningen i forholdet mellom dinoflagellater og kiselalger som er funnet i Nordsjøen (Hickel 1998, Edwards & Richardson 2004, Edwards et al. 2006).

Dinoflagellater er en gruppe alger som trives i stratifiserte (lagdelte) vannmasser. De responderer således både direkte fysiologisk på temperatur og indirekte dersom klimaoppvarming øker stratifiseringen eller fører til at vannmassene stratifiseres tidligere. Dersom man ser på den gjennomsnittlige sommertemperaturen i Arendalsområdet i perioden 1992-2005 så viser den en økende trend – noe som klart favoriserer dinoflagellater. Stratifisering av vannmassene hindrer tilførsel av næring fra dypvannet – noe som er ugunstig for kiselalgene, mens dinoflagellater som i stor grad kan ernære seg mikсотroft profiterer i næringsfattige stabile miljø.

Høsten 2004 ble det, som rapportert i Kystovervåkingsrapporten for 2004, registrert flere uvanlige forekomster av varmekjære planktonalger i vannprøver fra den norske delen av Skagerrak og fra Vestlandet. Dette gjaldt varmekjære arter av både kiselalger (*Odontella mobiliensi*, *O. sinensis*, *Stephanopyxis turris*, *Lithodesmium undulatum*, *Odontella regia*, *Biddulphia alternans*) og dinoflagellater (*Peridinium quinquecorne* og *Ceratium massiliense*). I tillegg var kiselalgen *Ditylum brightwellii* mer biomassemessig fremtredende enn tidligere.

Disse forekomstene kan være et forvarsel på at algesamfunnet i den norske delen av Skagerrak er i ferd med ikke bare å endre struktur på klassenivå, med redusert kiselalgebiomasse og økt dinoflagellatbiomasse, men på sikt også på artsnivå.

Det er viktig å opprettholde overvåkingen av de enkelte algeklassers totalbiomasse, og biomasseforholdet mellom kiselalger og andre algegrupper som dinoflagellater og flagellater, for å kunne følge tilstand og utvikling. Siste års store kiselalgeoppblomstring med påfølgende oppvekst av hoppekreps, bryter med en negativ utvikling og gir signal om bedre tilstand.

## 8.2 Dyreplankton – bindeleddet mellom algeplankton og høyere organismer

Dyreplankton er bindeleddet mellom algeplankton og høyere organismer i det pelagiske næringsnett, og i tillegg viktig føde for flere kommersielt viktige fiskearter i Nordsjøen og Skagerrak. Endringer i artssammensetting og produksjonsforhold hos dyreplankton vil ha konsekvenser for produksjon på høyere ledd. Undersøkelser av dyreplankton har vært inkludert i Kystovervåkingsprogrammet sammen med algeplankton siden 1994 med prøvetaking ca hver 14 dag på stasjon Arendal 2.

Som planteplankton driver dyreplankton med havstrømmene, og forekomst avhenger av vannmassenes utbredelse samt lokale hydrografiske og biologiske forhold. Langs norskekysten av Skagerrak forekommer en blanding av flere ulike vannmasser med ulike opphav (se kap. 2). Dyreplanktonet består derfor av både kystnære og mer oseaniske arter. Generasjonstiden hos dyreplankton kan variere fra < 1 måned til > 1 år, avhengig av art. Variasjoner i

mengde og sammensetting av dyreplankton kan derfor brukes både som indikatorer på storskala variasjoner (f. eks havklima) og på lokale variasjoner i miljø langs kysten.

Dyreplankton omfatter dyr fra mange ulike taksonomiske grupper, fra encellede protozoer til virveldyr (f. eks fiskelarver). Størrelsen varierer fra 2  $\mu\text{m}$  (flagellater og protozoer) til flere meter (f.eks maneter). Felles for gruppen er at organismene ikke kan svømme mot havstrømmene, men transporteres med vannmassene. Imidlertid har mange planktonorganismer evne til å bevege seg vertikalt i vannsøylen.

I kystovervåkingsprogrammet er undersøkelsene fokusert på størrelsesgruppen 0,2-20 mm (mesozooplankton) som domineres av hoppekreps (Copepoda) og larveplankton. Hoppekreps lever hele sitt livsløp i de frie vannmassene (holoplankton). Larveplankton er larver til bentiske organismer som lever planktonisk i sin larvefase (meroplankton). Endringer i larveplankton er derfor knyttet til variasjoner i både det pelagiske og det bentiske økosystemet.

### 8.2.1 Sesongsvariasjoner

Sesongsvariasjoner i dyreplanktonet er knyttet til de ulike artenes livssyklus. Normalt dukker tidlige livsstadier (nauplier og copepoditter) av *Calanus* spp (*C. finmarchicus* og *C. helgolandicus*) opp i februar-mars, i forbindelse med våroppblomstringen. *Calanus* spp dominerer dyreplanktonet i februar-mai og har gjerne også en mindre topp i juli. Artene er fraværende på stasjonen i vintermånedene (november-januar). Andre calanoide copepoder (dominert av *Pseudocalanus/Paracalanus*) forekommer i vannsøylen hele året, men når sin maksimale forekomst på sommeren (juli-august) og dominerer dyreplanktonet både i antall og i biomasse. I tillegg er det registrert mindre mengder av følgende calanoide copepoder på Arendal St. 2: *Temora longicornis*, *Acartia longa*, *Centropages* spp., *Eurytemora*, *Metridia lusens*, *Mikrocalanus pusillus*, *Candacia armata*. Likeledes når cyclopoide copepoder (dominert av *Oithona* spp) sin maksimale forekomst senere på sommeren (juli-september).

### 8.2.2 Larveplankton

Mellomårsvariasjoner i tidspunkt for sesongsmessige hendelser er en god indikator for endringer i havklima. Et eksempel på en slik hendelse som gjentar seg hver sesong er oppblomstring av larveplankton. Forekomst av larveplankton karakteriseres ofte av en eller få arter som dominerer i korte perioder og raskt avløses av nye arter. Planktoniske larver av de bentiske dyregruppene flerbørstemark (*Polychaeta*) og rur (*Balanus*) dominerer ofte på våren (februar/mars), mens pigghuder (*Echinodermata*) er mest tallrik senere på sommeren (august). Gytetidspunktet for mange organismer er følsom for variasjoner i temperatur og larveplanktonet kan derfor være en indikator på mellomårsvariasjoner i havklima. I Nordsjøen har det i løpet av 1990-tallet vært en trend mot tidligere tidspunkt på året for oppblomstring av echinoderm-larver. Denne trenden er korrelert med høyere vårtemperatur i sjøen de siste årene (Edwards et al 2005). Vårt datamateriale er for lite til å analysere en lignende trend, men indikerer tidligere oppblomstring av echinoderm-larver ved Arendal 2 i år med høy vårtemperatur i sjøen for eksempel i 1997 og 2000.

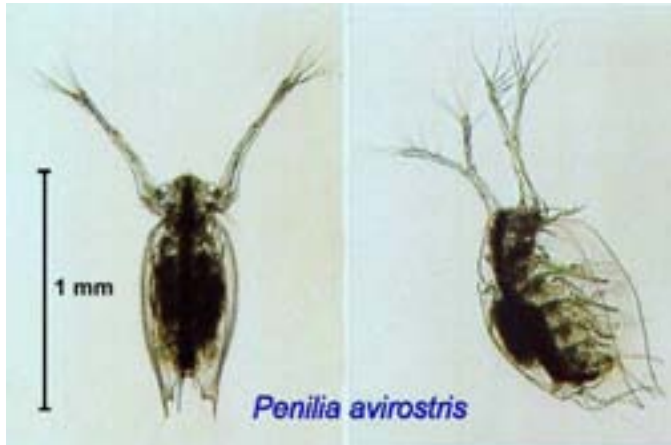
### 8.2.3 Indikatorarter

Mengder og sammensetting av dyreplankton ved st2 Arendal er sterkt påvirket av innstrømming av vannmasser med dyreplankton fra utenforliggende havområder. Variasjoner i dyreplanktonet ved Skagerrak-kysten er derfor knyttet til de endringer som skjer ute i Nordsjøen. I løpet av de siste 20 årene har man observert en rekke endringer i både mengde og artssammensetting av dyreplankton i Nordsjøen. Det har skjedd en gradvis økning i

forekomst og utbredelse av sydlige, varmekjære arter. Dette forklares med stigende overflatetemperatur i Nordsjøen i løpet av perioden.

### *Penilia avirostris*

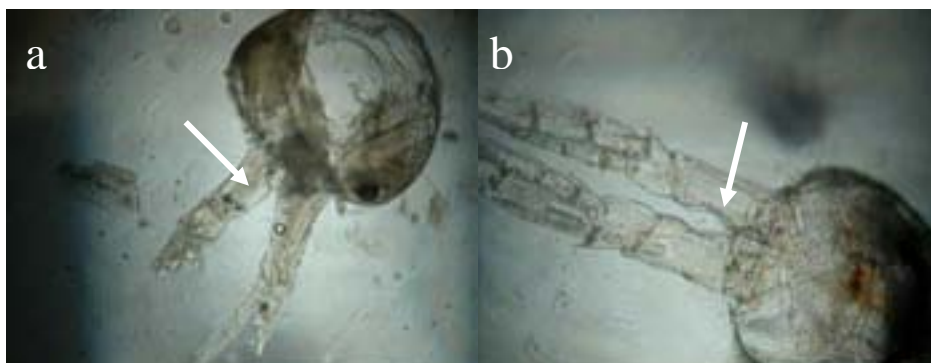
Den sub-tropiske cladoceren *Penilia avirostris* (Figur 8.3) ble for første gang observert i Nordsjøen i 1948, og sporadisk registrert ved Helgoland i begynnelsen av 90-årene. Fra og med 1999 har arten forekommet i store mengder i de sydlige og østlige deler av Nordsjøen på sensommer og høst. Ved Arendal har *P. avirostris* blitt registrert de siste fire årene, alltid i prøver fra slutten av august. I motsetning til de carnivore cladocerer som til vanlig forekommer langs vår kyst (*Podon* og *Evadne*) regnes *P. avirostris* for å være rent herbivor.



Figur 8.3 Ny art i Nordsjøen/Skagerrak: *Penilia avirostris* (Cladocera)

### *Calanus*

I Kystovervåkingsprogrammet er det til nå ikke blitt skilt mellom de to artene *Calanus finmarchicus* ("Raudåte") og *C. helgolandicus*. Disse hoppekrepsene tilhører samme slekt og lever side om side i Nordsjøen og Skagerrak. Allerede i 1903 ble de beskrevet som to forskjellige arter av havforsker Georg Ossian Sars. Artene har svært lik morfologi, og helt opp til 1960-tallet diskuterte forskerne om det kun var snakk om to forskjellige varianter av den samme arten. Artsbestemmelse gjøres kun på større kopepodittstadier (CV–CVI) ved å dissikere ut og sammenligne formen på kopepodens femte benpar (Figur 8.4). Gjennomføringen av et slikt tidkrevende arbeid må eventuelt vurderes i forhold til tilgjengelige resurser og målsetning i programmet.

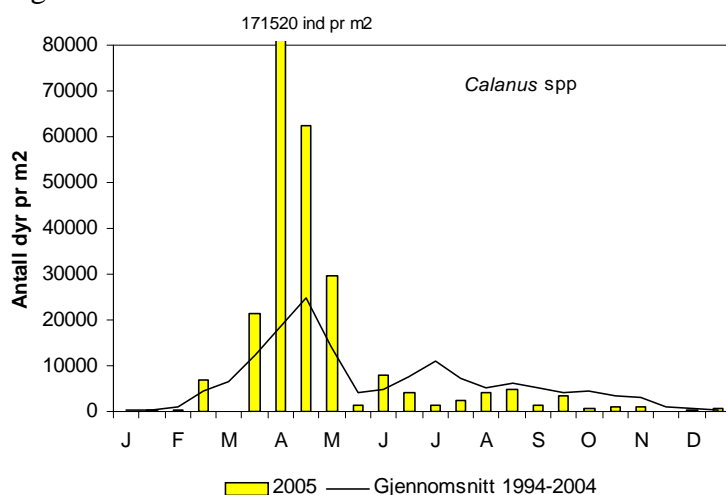


Figur 8.4 Artsbestemmelse av *Calanus finmarchicus* (a) og *C. helgolandicus* (b). Artene skilles ved å sammenligne fasongen på innerste del av femte benpar (hvit pil)

Nyere forskning har vist at de er to genetisk forskjellige arter og har ulik økologi. *C. finmarchicus* lever i kalde, nordlige vannmasser og gyter tidlig om våren, mens *C. helgolandicus* er knyttet til varmere, sørligere vannmasser og gyter senere på sommeren. I varme perioder øker utbredelsen av *C. helgolandicus* nordover, mens forekomsten av *C.*

*finmarchicus* går tilbake. Variasjoner i forholdet *C. finmarchicus*/*C. helgolandicus* er derfor en god indikator på endringer i havklima. I Nordsjøen har forekomst av *C. finmarchicus* avtatt, mens *C. helgolandicus* har økt både i antall og utbredelse de siste 20 år (Edwards et al. 2005).

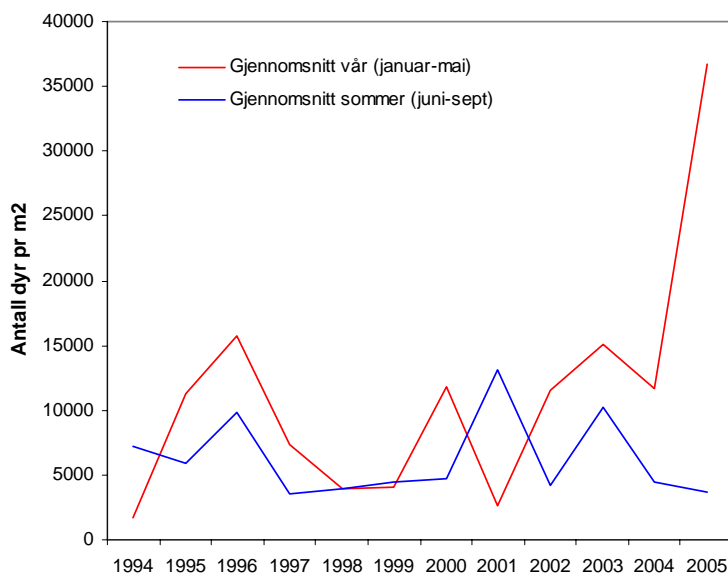
Raudåte regnes som viktig føde for pelagisk fisk og fiskelarver. Arten har 1-3 generasjoner per år i Nordsjøen/Skagerrak, og produserer vanligvis en kraftig topp i februar/mars etterfulgt av en mindre senere på sommeren (Figur 8.5). Sesongmessig produksjonssyklus og produktivitet av raudåte (*Calanus finmarchicus*) varierer mellom år, og mye tyder på at raudåtebestanden i Nordsjøen og Skagerrak avhenger av tilførsel fra Norskehavet. Raudåte er avhengig av dypere områder for overvintring, for eksempel Norskerenna (300–700 m dyp). Omfanget av overvintring i Skagerrak er imidlertid ikke kjent, og heller ikke forholdet mellom tilførte og lokale raudåtepopulasjoner. Hvis bestanden av *C. finmarchicus* avhenger av en årlig tilførsel fra Norskehavet vil mellomårsvariasjoner i forekomst av *Calanus* spp på våren hovedsaklig være relatert til storskala hydrofysiske prosesser. Tettheten av *C. finmarchicus* / *C. helgolandicus* den 8. april 2005 var de største som noen gang er registrert ved Arendal St 2 (kap. 5.3). Dette kan knyttes til stor innstrømming av Atlantisk vann tidligere på året, samt den kraftigste våroppblomstringen av kiselalger som noen gang er registrert ved Arendal St.2 (kap. 5.1). Innsamlingsfrekvensen er imidlertid for lav til å dekke hyppige variasjoner i dyreplanktonet, og kan ha gitt for lave maksimumsregistreringer i tidligere år.



Figur 8.5 Tettheter av *Calanus finmarchicus* og *C. helgolandicus* i de øvre 50 m på st. Arendal 2. Gjennomsnittsverdier er angitt for perioden 1994-2004. Aksen er brutt på grunn av de høye verdiene i 2005.

De største forekomstene av *Calanus* ble registrert i 1996, 2000, 2003 og 2005 (Figur 8.6). Lave tettheter hele året i 1998 og 1999 kan forklares med lavere innstrømming av Atlantisk vann i disse årene.

I et økologisk perspektiv er det imidlertid ikke kun den faktiske *mengden* av dyreplankton som er av betydning for økosystemet, men også *tidspunktet* på året når de ulike artene opptrer. Hos flere fiskearter er fødetilgangen i vårperioden kritisk for fiskelarvenes vekst og overlevelse. Dataene viser større mengder av *Calanus* på sensommeren i enkelte år (Figur 8.6). Spesielt kan nevnes store mengder av *Calanus* på sensommeren i 2001 og 2003, da vann fra sørlige Nordsjøen dominerte de øvre vannlag i kystområdene av Skagerrak. Utifra artenes ulike sesongssyklus er det grunn til å anta at den årlige sekundære toppen av *Calanus* i juli-august (Figur 8.5), har et stort innslag av *C. helgolandicus* som transporteres inn mot Skagerrakkysten fra sørlige områder av Nordsjøen. Dette kan imidlertid ikke bekreftes av dataene, da det på nåværende tidspunkt ikke skilles mellom de to artene innenfor Kystovervåkingsprogrammet.



Figur 8.6 Forekomst av *Calanus* spp (antall/ m<sup>2</sup>) gjennom undersøkelsesperioden 1994-2005. Årlige gjennomsnittsverdier er angitt for vårperioden (januar-mai) og for sommerperioden (juni-sept).

#### 8.2.4 Arter knyttet til ulike vannmasser

Under 1990-tallet har det vært en større transport av Atlantisk vann inn i Nordsjøen sammenlignet med tidligere perioder (Reid et al. 2003). Undersøkelsesperioden (1994-2005) har vært preget av stor forekomst av Atlantisk vann ved Arendal. Enkelte dyreplanktonarter som er knyttet til Atlantiske vannmasser kan brukes som indikatorer på slik innstrømming. *Candacia armata* regnes som indikatorart for Atlantiske vannmasser og det ble funnet høye konsentrasjoner i 2002 og 2004. Arten dukket opp sent på året (september-november) da Atlantisk vann dominerte de dypere vannmassene ved Arendal. *Calanus hyperboreus* er knyttet til kaldere, nordligere vannmasser. Forekomst av arten ved Arendal st 2 i jan-feb 2005 tyder på økt innstrømming av Atlantisk vann i denne perioden. Likeledes er *Microcalanus pusillus* knyttet til Atlantisk vann, og tettheten i slutten av april 2005 er den største som er registrert noen gang ved Arendal 2.

Muslingkreps (*Ostracoda*) og pilorm (*Chaetognatha*) er knyttet til kaldt dypvann. Disse gruppene forekommer normalt sparsomt i de øvre 50 m på Arendal St 2. I september-oktober 2002 ble det imidlertid registrert høyere tettheter av disse gruppene. I denne perioden var den vertikale utbredelsen av det Atlantiske dypvannet ekstra stort (fra bunn til 55 m dyp), og dyreplankton-håven (50-0 m) fanget derfor en større andel av dypvannsformer enn normalt.

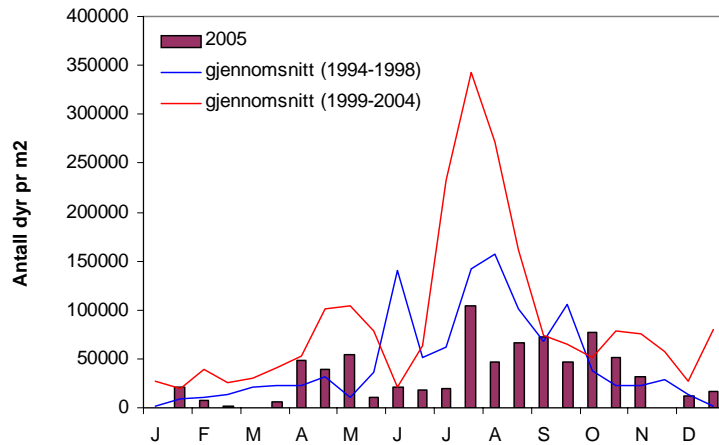
*Eurytemora* spp. og vannlopper (cladocerer) er knyttet til vannmasser med lavere saltholdighet (brakkvann). De kan forekomme i store mengder i perioder med høy ferskvannsavrenning og innslag av brakkvann i de øvre vannlag (vår og høst). Tetthetene av disse artene var spesielt høye i år 2002 da det var et større innslag av brakkvann i kystområdene av Skagerrak.

#### 8.2.5 Trender i perioden 1994-2005

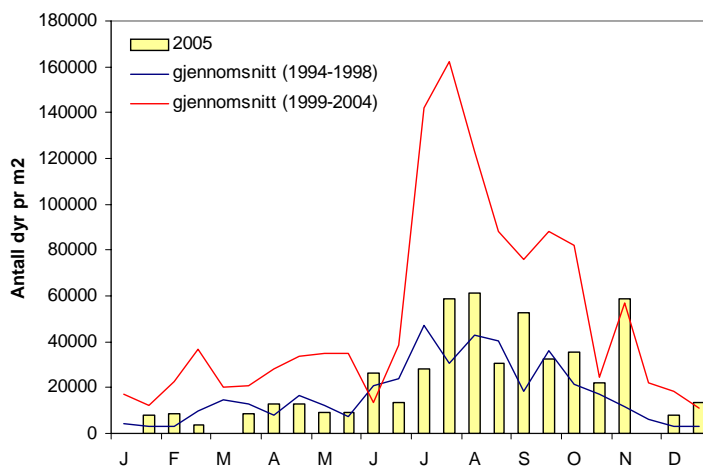
I perioden (1999-2004) ble det registrert større tettheter av kategorien "små calanoide copepoder" (*Paracalanus/Pseudocalanus*, *Temora longicornis*, *Acartia longa*, *Centropages* spp., *Eurytemora* og *Mikrocalanus pusillus*) sammenlignet med perioden 1994-1998 (Figur 8.7). Økningen gjelder først og fremst perioden juli-august. I 2005 ble det registrert noe lavere tettheter, på nivå med perioden før 1999. Copepoder innenfor denne gruppen ble bestemt til art fra år 2000 og domineres av *Pseudocalanus/Paracalanus*, og *Acartia* sp. Begge artene



hadde lavere tettheter i 2005 sammenlignet med perioden 1999-2004. I samme periode (1999-2004) var det også større mengder av cyclopoide copepoder (Figur 8.8). Denne gruppen domineres av artene *Oithona helgolandicus* og *O. similis*. Økningen var størst for juli-september. I 2005 var tetthetene lavere, på nivå med perioden før 1999.



Figur 8.7 Tettheten av "små calanoide copepoder" i 2005 (søyler) og gjennomsnittsverdier for periodene 1994-1998 og 1999-2005.



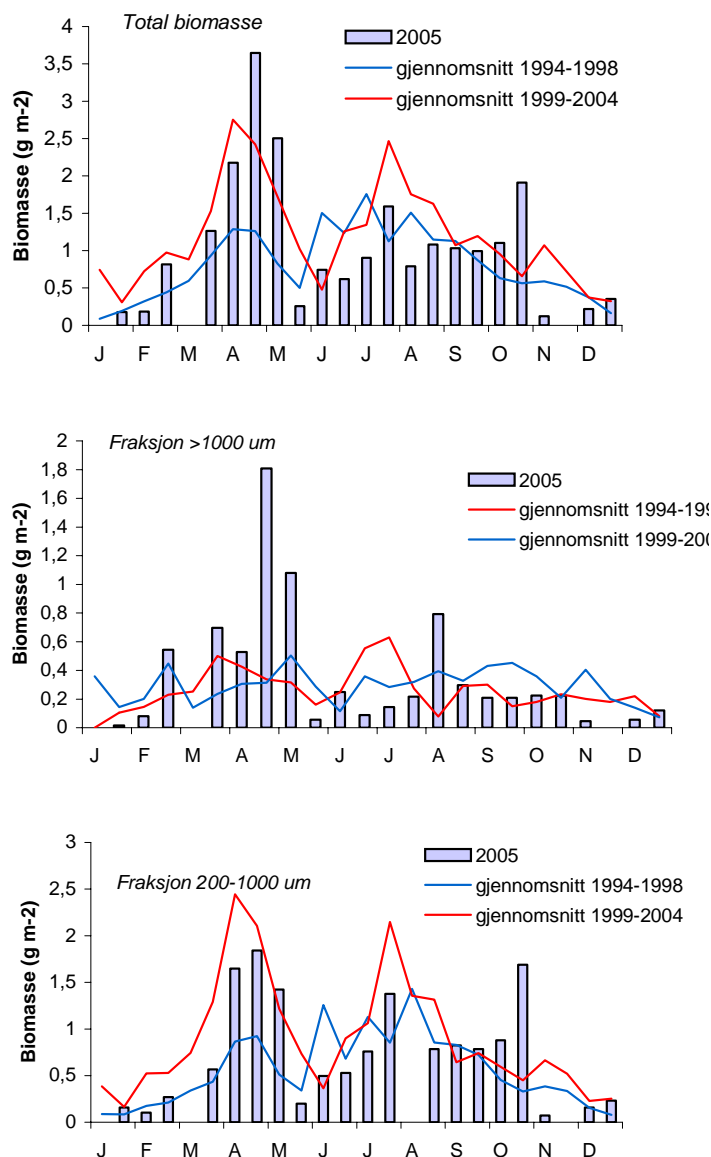
Figur 8.8 Tetthet av Cyclopoide copepoder i 2005 (søyler) og gjennomsnittsverdier for periodene 1994-1998 og 1999-2005.

### Biomasse.

Gjennomsnittlig biomasse ved Arendal St2 har vist en økende trend i perioden fram til og med 2003 (Figur 8.9). Gjennomsnittsverdien for 2005 er omtrent som gjennomsnittet.

Variasjonen i biomasse skyldes først og fremst en variasjon i den minste fraksjonen (200-1000  $\mu\text{m}$ ) i april og august. Dette er relatert til forekomst av cyclopoide copepoder og *Paracalanus/Pseudocalanus/Acartia* i samme periode. Biomassen av fraksjonen  $>1000 \mu\text{m}$  har vært tilnærmet lik i hele perioden, men med en antydning til høyere biomasse på sensommeren de siste årene, knyttet til økt forekomst av *Calanus* spp på sensommeren i enkelte år.

I 2005 ble det registrert uvanlig høye konsentrasjoner av den største fraksjonen ( $>1000 \mu\text{m}$ ) i april. Dette er relatert til forekomst av *Calanus hyperboreus* i samme periode og forklares ved innstrømming av Atlantisk vann til området.



Figur 8.9 Dyreplanktonbiomasse ( $\text{g tørrvekt m}^{-2}$ ) for de øvre 50 m på Arendal 2. a) total biomasse, b) størrelsesfraksjon  $> 1000 \mu\text{m}$ , c) størrelsesfraksjon  $200\text{-}1000 \mu\text{m}$ . Gjennomsnittsverdier er vist for periodene 1994-1998 og 1999-2000.

Endringer i artssammensetting, størrelsesfordeling og produksjonssykluser i dyreplanktonet vil ha betydning for høyere ledd i næringskjeden.

Innenfor kystovervåkingsprogrammet er det observert økte mengder av små copepodearter (*Oithona*, *Pseudocalanus/Paracalanus*) i årene 1999-2004. Små byttedyr, som befinner seg høyere i næringskjeden er mindre gunstig som mat for fisk enn store, herbivore typer av dyreplankton. I så henseende er økningen av *Calanus* spp i 2005 positiv for overlevelse og vekst av f.eks. fiskeyngel

## 8.2.6 Trofiske prosesser

Stratifisering av vannmassene og tilgang på næringssalter vil innvirke på den planktoniske næringskjedens struktur. I mars-april beites våroppblomstringen (kiselalger) av store herbivore copepoder (hovedsakelig *Calanus*). I perioder med næringsfattige, stratifiserte vannmasser (sensommer) beites primærproduksjonen av microzooplankton (f.eks. ciliater). Mesozooplanktonet domineres da av små omnivore copepoder (e.g. *Oithona*, *Pseudocalanus/Paracalanus*) som livnærer seg på små planteplanktonceller og/eller mikrozooplankton. Det er påvist at en stor andel av primærproduksjonen i de stratifiserte sentrale Skagerrak går via microzooplankton til copepoder og videre opp i næringskjeden (Maar et.al 2004). Den trofiske strukturen i planktonet innvirker på omfanget av transport av organisk materiale fra fotisk sone til benthos.

Microzooplankton og små copepoder øker resirkulering innenfor den pelagiske næringskjeden og en mindre andel av primærproduksjonen sedimenterer til benthos.

I perioder dominert av herbivore copepoder (e.g. ved våroppblomstring av kiselalger) vil en større andel av primærproduksjonen sedimentere ut og komme det bentiske økosystemet til gode.

Mengden av *Calanus* ved Arendal St. 2 varierer fra år til år, men det er ikke funnet noen trend i forekomsten av *Calanus*. I sørlige deler av Nordsjøen har man imidlertid registrert en reduksjon i tettheten av *Calanus finmarchicus*. *C. finmarchicus* gyter tidlig vår og fører til at maksimumtettheten av kopepoder sammenfaller med tidspunktet for forekomst av pelagiske fiskelarver. En økning i dyreplanktonarter med senere gytetidspunkt (f.eks. *C. helgolandicus*) kan gi et misforhold mellom fiskelarver og byttedyr.

Dinoflagellatene har de fleste år vist seg å være den algeklassen som totalt sett gir størst bidrag til planteplanktonets biomasse. Dinoflagellatene utvikler seg kraftigst i perioder med stratifiserte og næringsfattige vannmasser (sommer og høst). Imidlertid ble det ikke registrert en tydelig høstoppblomstring av dinoflagellater i 2003-2004. Det er på nåværende tidspunkt ikke klart om dette har en sammenheng med økt forekomst av små kopepoder i samme periode.

Endringer i det planktoniske samfunnet vil forplante seg både oppover og nedover i næringskjeden. Det er derfor viktig å opprettholde parallell prøvetaking av planteplankton og dyreplankton for å kunne identifisere eventuelle trofiske prosesser.

I et økologisk perspektiv er det ikke kun den faktiske mengden av dyreplankton som er av betydning, men også artssammensetning og tidspunkt på året når de ulike artene opptrer. Dette understreker betydningen av god sesongmessig dekning samt sikker artsbestemmelse og mengdebestemmelse. Artsbestemmelse er tidkrevende, men undersøkelsene viser at det er viktig å følge utviklingen på artsnivå. Man bør derfor vurdere å utvide identifiseringen til å omfatte enkelte nøkkelarter som tidligere ikke er blitt skilt i Kystovervåkingsprogrammet som *Calanus finmarchicus* ("Raudåte") og *C. helgolandicus*.

Kystnære områder karakteriseres av store tidsmessige variasjoner i planktonet, knyttet til variasjoner i strømforhold og de ulike artenes generasjonssyklus. Resultater fra planktonprøvetaking ved Arendal St 2 i perioden 1994-2005 viser at en prøvetakingsfrekvens på 14 dager er minimum for å dekke slike variasjoner. Selv etter 10 års prøvetaking ved Arendal St 2 kan langsiktige endringer være overskygget av de store mellomårsvariasjonene. Lange dataserier er av avgjørende betydning for å kunne vurdere langsiktige endringer i planktonet. Opprettholdelse av planktonprøvetaking, både planteplankton og zooplankton, er derfor nødvendig for å følge endringer i miljøtilstanden.

## 9. Referanser

- Airoldi L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*. 41:161-236.
- Andersson, L., 1996. Trends in nutrient and oxygen concentrations in the Skagerrak-Kattegat. *Journal of Sea Research* 35 (1-3): 63-71
- Aure J, Danielssen D, Svendsen E. 1998. The origin of Skagerrak coastal water off Arendal in relation to variations in nutrient concentrations. *ICES Journal of Marine Science* 55: 610-619.
- Aure, J og Johannessen, T. 1997. Næringssalter og klorofyll-a fra Skagerrak til Vestlandet. *Fisken og Havet* 2, 1997.
- Bethoux, J.P., P. Morin & D.P. Ruiz-Pino. 2002. Temporal trends in nutrient ratios: chemical evidence of Mediterranean ecosystem changes driven by human activity. *Deep-Sea Res.*, Vol.49, no.11, pp. 2007-2016.
- Birkett, D.A., Maggs, C.A., Dring, M.J. & Boaden, P.J.S., 1998. Infralittoral reef biotopes with kelp species: an overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Natura 2000 report prepared by Scottish Association of Marine Science (SAMS) for the UK Marine SACs Project.
- Borgvang, S., Stålnacke, P., Skarbøvik, E., Beldring, S., Selvik, J., Tjomsland, T., Harsten, S., 2006. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters - 2004. OSPAR Commission. TA-2147, NIVA-5135. 159s
- Bryantsev, V.A., & Yu.V. Bryantseva. 1999. Long-term changes in phytoplankton of the Black Sea as related to natural and anthropogenic factors. *Ehkol. Morya.*, Vol.49, pp.24-28.
- Christie, H. 1995. Kartlegging av faunaen knyttet til tareskogen i Froan; variasjon i en eksponerings-gradient. NINA Oppdragsmelding 368: 1-22
- Edwards, M.&A.J. Richardson 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430:881-884.
- Edwards, M., D.G. Johns, S.C. Leterme, E. Svendsen&A.J. Richardson 2006. Regional climate change and harmful algal blooms in the northeast Atlantic. *Limnol. Oceanogr.*51:820-829.
- Edwards, M., Licandro, P., Johns, D. G., & Johns, D. G. (2005). Ecological Status Report: results from the CPR survey 2003/2004. SAHFOS Technical Report, No. 2: 1-6. ISSN 1744-0750.
- Fennel K. & E. Boss 2003. Subsurface maxima of phytoplankton and chlorophyll: Steady state solutions from a simple model. *Limnol. Oceanogr.* 48(4), 1521-1534.
- Gaines, G. & M. Elbrächter 1987. Heterotrophic nutrition. Pp. 224-268 in: F.J.R. Taylor (ed.). I: The biology of dinoflagellates. Botanical monographs 21. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Gulliksen, B. 1982. Sedimentation close to a near vertical rocky wall in Balsfjorden, northern Norway. *Sarsia* 67, 21-27.
- Hallegraeff, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32:79-99.
- Hickel, W. 1998. Temporal variability of micro- and nannoplankton in the German Bight in relation to hydrographic structure and nutrient changes. *ICES. J. Mar. Sci.* 55:600-609.
- Hiscock, K., 2002. *Halichondria panicea*. Breadcrumb sponge. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <<http://www.marlin.ac.uk>>
- Hodgkiss IJ, Ho KC. 1997. Are changes in N:P ratios in coastal waters the key to increased red tide blooms? *Hydrobiologia* Vol. 352, no. 1-3, pp. 141-147
- Holtan, G. m.fl., 1992-2000. Annual reports on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters. Paris Convention. Data reports.
- Jacobson, D.M. 1999. A brief history of dinoflagellate feeding research. *Journal of Eucariotic Microbiology* 46:376-381.

- Johannessen T, Dahl E. 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication ? *Limology and Oceanography* 41 (4)
- Johansson, G., Eriksson, B.K., Pedersén, M. & Snoeijs, P. 1998. Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia* 385, 121-138.
- Jørgensen, L. L. & Gulliksen, B. 2001. Rocky bottom fauna in arctic Kongsfjord (Svalbard) studied by means of suction sampling and photography. *Polar Biology* 24, 113-121.
- Kennelly, S. J. 1983. An experimental approach to the study of factors affecting algal colonization in a sublittoral kelp forest. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 68, 257-276.
- Kruskopf M. & K.J. Flynn 2006. Chlorophyll content and fluorescence responses cannot be used to gauge reliably phytoplankton biomass, nutrient status or growth rate. *New Phycologist* 169, 525-536
- Moen FE & Svendsen E. 2003. Dyreliv i havet. Nordeuropeisk marin fauna. 3. utgave. KOM forlag. 608s.
- Moore, P. G. 1972. Particulate matter in the sublittoral zone of an exposed coast and its ecological significance with special reference to the fauna inhabiting kelp holdfasts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 10, 59-80.
- Moy, F., Aure, J., Dahl, E., Green, N., Johnsen, T.M., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Omli, L. Oug, E., Pedersen, A., Rygg, B., Walday, M., 2002. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. 10-årsrapport 1990-1999 SFT-rapport 848/02. TA-1883/2002. NIVA-rapport 4543. 136s.
- Maar M., Nielsen, T.G., Gooding, S., Tönneson, K., Tiselius, P., Zervoudaki, S., Christou, E., Sell, A., Richardson, K (2004) Trophodynamic function of copepods, appendicularians and protozooplankton in the late summer zooplankton community in the Skagerrak.
- Newell R.C., Field J.G. & C.L. Griffiths. 1982. Energy balance and significance of micro-organisms in a kelp bed community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8: 103-113.
- Reid, C.P., Edwards, M., Beaugrand, G., Skogen, M., Stevens, D. 2003. Periodic changes in the zooplankton of the North Sea during the twentieth century linked to oceanic inflow. *Fisheries Oceanography* 12 (4/5): 260-269.
- Riley, K. & Ballerstedt, S., 2005. *Pomatoceros triquetus*. A tubeworm. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 03/02/2006]. Available from: <<http://www.marlin.ac.uk/species/Pomatocerosstriquetus.htm>>
- Saiz-Salinas, J.I. & Urkiaga-Alberdi, J. 1999. Faunal response to turbidity in a man-modified bay (Bilbao, Spain). *Marine Environmental Research* 47, 331-347.
- Sakshaug, E. 1977. Limiting nutrients and maximum growth rates for diatoms in Narragansett Bay. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.* 28, 109-123.
- Sellner, KG; Doucette, GJ; Kirkpatrick, GJ. 2003. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* Vol. 30, no. 7, pp. 383-406
- SFT, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning . Forfattere: Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. SFT-veiledning nr. 97:03, TA 1467/97. 36 s.
- Smayda, T.J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. Pp. 29-40 in: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L, Anderson D.M. (eds). *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier. New York.
- Stoecker, D.K. 1999. Mixotrophy among dinoflagellates. *J. eukaryotic microbiology.* 46, 397-401.
- Taylor, F.J.R. 1987. General group characteristics; special features of interest; short history of dinoflagellate study. Pp. 1-23 in: F.J.R. Taylor (ed.). *I: The biology of dinoflagellates*. Botanical monographs 21. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Wasmund, N., G. Nausch & W. Matthaus. 1998. Phytoplankton spring blooms in the southern baltic sea-spatio-temporal development and long-term trends. *J. Plankton Res.* 20:1099-1117.
- Weideborg, m.fl., 2001-2004. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian Coastal Waters. Paris Convention. Data report.



**Statlig program for forurensningsovervåking**  
*Kystovervåkingsprogrammet*



Statens forurensningstilsyn (SFT)  
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo - Besøksadresse: Strømsveien 96  
Telefon: 22 57 34 00 - Telefaks: 22 67 67 06  
E-post: [postmottak@sft.no](mailto:postmottak@sft.no) - Internett: [www.sft.no](http://www.sft.no)

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning - NIVA	ISBN-nummer 82-577-5015-8
---	------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Frithjof Moy	Kontaktperson SFT Karen Fjøsne	TA-nummer 2196/2006
--	-----------------------------------	------------------------

	År 2006	Sidetall 94	SFTs kontraktnummer 6005030
--	------------	----------------	--------------------------------

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 5286	Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn
---	--

Forfattere  
Frithjof Moy, Jan Aure (HI), Einar Dahl (HI), Tone Falkenhaus (HI), Norman Green, Torbjørn Johnsen, Evy Lømsland, Jan Magnusson, Hans Nilsson, Are Pedersen, Brage Rygg, Mats Walday.

Tittel  
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet.  
Årsrapport for 2005.  
  
Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway.  
Report for 2005.

Sammendrag  
Rapporten beskriver miljøkvaliteten i kystområdene av Sør-Norge i 2005, med spesiell fokus på tilstand og utvikling i næringsstalltilførsler, vannkvalitet og det biologiske mangfoldet i plankton-, bløt- og hardbunnssamfunn i Skagerrak. *Klimaet* var relativt normalt, men med noe varmere vinter og kaldere vår enn normalt. Langtransporterte *tilførsler* til Skagerrak våren 2005 var stor, mens lav vannføring i norske elver ga lave, lokale sommertilførsler. Nedbør ga en flomtopp på høsten. *Vannkvaliteten* mht. næringsalter i overflatevannet var generelt god eller meget god. Riktig forholdstall mellom nitrat, fosfat og silikat, likeså lav konsentrasjon av partikulært materiale, ga generelt god vannkvalitet i 2005. Oksygenmetningen i dypvannet var god, men avtagende konsentrasjoner og økt oksygenforbruk indikerer økende organisk belastning. *Planktonbiomassen* var som året før lavt, men startet med en kraftig våroppblomstring av kiselalgen *Skeletonema* tidlig i februar, etterfulgt av store mengder av hoppekrepsen *Calanus*. Potensielt giftige alger ble bare funnet over faregrensen i korte perioder. I 2005 som i 2004 ble det observert store mengder detritus i vannprøvene fra Skagerrak. *Hardbunnssamfunnet* viste tegn på redusert tilstand ved forringet artsantall og tetthet av dyr i Skagerrak. Forekomst av makroalger som omtrent som normalt. Tilstanden på Vestlandet var som gjennomsnittet for tidligere observasjoner. Reetablering av sukkertare i sukkertaredøde områder av skjærgården ble ikke observert. Tilstanden i *bløtbunnssamfunnene* var generelt god til meget god på alle stasjoner. TOC-innholdet i sedimentet var bra bortsett fra på kystnære B-stasjonen, hvor også artssammensetningen viste lavere kvalitet.

4 emneord Langtidsovervåking Eutrofiering Norskekysten Biologisk mangfold	4 subject words Long-term monitoring Eutrophication Norwegian Coast Bio-diversity
---	---